

BRUNO TONEL OTSUKA

**DESENVOLVIMENTO DE MODELO HIPERBÓLICO COM PROCESSO DE
BIODEGRADAÇÃO ACOPLADO PARA PREVISÃO DO COMPORTAMENTO
MECÂNICO DE RESÍDUOS SÓLIDOS URBANOS**

CURITIBA

2010

BRUNO TONEL OTSUKA

**DESENVOLVIMENTO DE MODELO HIPERBÓLICO COM PROCESSO DE
BIODEGRADAÇÃO ACOPLADO PARA PREVISÃO DO COMPORTAMENTO
MECÂNICO DE RESÍDUOS SÓLIDOS URBANOS**

Dissertação de Mestrado do Programa de
Pós-Graduação em Construção Civil da
Universidade Federal do Paraná.

Orientador: Prof. Dr. Eduardo Dell’Avanzi

CURITIBA

2010

TERMO DE APROVAÇÃO

BRUNO TONEL OTSUKA

DESENVOLVIMENTO DE MODELO HIPERBÓLICO COM PROCESSO DE BIODEGRADAÇÃO ACOPLADO PARA PREVISÃO DO COMPORTAMENTO MECÂNICO DE RESÍDUOS SÓLIDOS URBANOS

Prof. Dr. Eduardo Dell'Avanzi
Orientador/UFPR

Prof. Dr. Tacio Mauro Pereira de Campos
PUC/RIO

Prof. Dr. Roberto Dalledone Machado
UFPR

Prof. Dr. Sidnei Helder Cardoso Teixeira
UFPR

Curitiba, março de 2010

AGRADECIMENTOS

À minha família pelo essencial apoio durante essa longa caminhada.

À Charyse por todo o seu amor e pela compreensão nos momentos em que estive ausente.

Ao professor, orientador e amigo Eduardo Dell’Avanzi pela dedicação e paciência e por acreditar sempre em meu trabalho.

À Maristela e à Ziza pelo apoio técnico e, principalmente, pela amizade durante todo esse tempo.

Ao professor Tácio Mauro Pereira de Campos e à PUC/Rio pela disponibilização do laboratório para realização dos ensaios, sem os quais não seria possível a conclusão deste trabalho.

À todos os meus amigos pela ajuda e companheirismo em todos os momentos.

Ao CESEC por acolher sempre da melhor maneira possível seus alunos.

À Universidade Federal do Paraná pela oportunidade de realizar este estudo.

Ao CNPQ pelo apoio financeiro.

SUMÁRIO

LISTA DE FIGURAS	4
LISTA DE FOTOS	10
LISTA DE TABELAS	11
LISTA DE SÍMBOLOS	13
RESUMO	15
1. INTRODUÇÃO	17
1.1. Problema	18
1.2. Hipóteses	19
1.3. Objetivo	19
1.4. Justificativas	20
1.4.1. Justificativa Ambiental.....	20
1.4.2. Justificativa Cultural	20
1.4.3. Justificativa Econômica.....	21
1.4.4. Justificativa Tecnológica	21
2. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA	22
2.1. Classificação dos resíduos sólidos.....	22
2.2. Resíduos Sólidos Urbanos	22
2.3. Situação da destinação final dos RSU no Brasil no ano 2000.....	23
2.4. Destinação final	24
2.5. Mecanismos de Desenvolvimento Limpo (MDL)	25
2.6. Sistema de drenagem do biogás	26
2.7. Extração do biogás.....	27
2.8. Sistema de drenagem de líquidos	28
2.9. Recirculação de líquidos	30
2.10. Parâmetros geotécnicos dos resíduos sólidos urbanos.....	32
2.10.1. Composição gravimétrica.....	33
2.10.2. Teor de Umidade	35

2.10.3. Distribuição Granulométrica.....	36
2.10.4. Peso específico.....	37
2.10.5. Condutividade hidráulica.....	38
2.10.6. Propriedades mecânicas.....	38
2.10.7. Parâmetros de resistência dos RSU	39
2.10.8. Características bioquímicas	42
2.11. Processo de recalque em aterros sanitários.....	44
2.12. Modelos de previsão do comportamento mecânico de RSU	45
2.12.1. Modelo de Sowers (1973)	45
2.12.2. Função logarítmica.....	48
2.12.3. Função potencial	49
2.12.4. Função hiperbólica	49
2.12.5. Modelos recentes	50
3. REFERENCIAL TEÓRICO	53
3.1. Processo de geração de gás devido à biodegradação.....	53
3.2. Modelo Unificado de Geração de Gás (MUG^2)	54
3.3. MUG^2 adaptado à geração de líquidos.....	60
3.4. Variação da massa de RSU devido ao processo de biodegradação.....	61
3.4.1. Relação estequiométrica para geração de gases e líquidos	61
3.4.2. Modelagem matemática da equação de Dominguez	62
3.4.3. Variação da massa total de RSU ao longo do tempo.....	64
3.5. Desenvolvimento do modelo hiperbólico para estimativa do comportamento mecânico de RSU.....	65
4. CALIBRAÇÃO DO MUG^2 E DO MODELO DE VARIAÇÃO DA MASSA	77
4.1. Calibração da MUG^2 através da taxa de geração de metano	77
4.2. Calibração do MUG^2 através do volume acumulado de metano	85
4.3. Comparação entre o MUG^2 e o modelo da USEPA (1997).....	88
4.4. Conclusões a respeito do MUG^2	96
4.5. Calibração do MUG^2 para geração de líquidos	97
4.6. Calibração do modelo de variação da massa total de RSU	100
5. COMPONENTE EXPERIMENTAL	102

5.1. Equipamentos	102
5.2. Características dos materiais da mistura solo-colóide	105
5.3. Produção do corpo de prova e preparação do equipamento.....	109
5.4. Calibração dos equipamentos	114
5.5. Procedimentos de ensaio	116
6. RESULTADOS E ANÁLISE	118
6.1. Ensaio de carregamento rápido.....	118
6.1.1. Ensaio com 40% de colóide, carregamento rápido e 50 kPa de tensão efetiva inicial – 40R50	119
6.1.2. Ensaio com 40% de colóide, carregamento rápido e 90 kPa de tensão efetiva inicial – 40R90	122
6.1.3. Ensaio com 35% de colóide, carregamento rápido e 50 kPa de tensão efetiva inicial – 35R50	125
6.1.4. Ensaio com 35% de colóide, carregamento rápido e 90 kPa de tensão efetiva inicial – 35R90	128
6.1.5. Ensaio com 30% de colóide, carregamento rápido e 50 kPa de tensão efetiva inicial – 30R50	131
6.1.6. Ensaio com 30% de colóide, carregamento rápido e 90 kPa de tensão efetiva inicial.....	133
6.2. Análise dos resultados de carregamento rápido	136
6.3. Parâmetros de resistência para ensaios rápidos.....	137
6.4. Ensaio de carregamento lento.....	143
6.4.1. Ensaio com 30, 35 e 40% de colóide, carregamento lento e 50 kPa de tensão efetiva inicial – 30L50 / 35L50 / 40L50	144
6.4.2. Ensaio com 30, 35 e 40% de colóide, carregamento lento e 90 kPa de tensão efetiva inicial – 30L90 / 35L90 / 40L90	146
7. CALIBRAÇÃO DO MODELO HIPERBÓLICO PROPOSTO	148
CONCLUSÕES	155
TRABALHOS FUTUROS	156
REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	157

LISTA DE FIGURAS

Figura 2.1. Volume de RSU coletado para cada tipo de destinação de acordo com a população dos municípios brasileiros.	23
Figura 2.2. Extração do biogás do interior de um aterro (Adaptado de POPOV, 2005).	28
Figura 2.3. Influência da recirculação de líquidos na geração de gases e no recalque (MEHTA et al., 2002).	31
Figura 2.4. Relação entre parâmetros de resistência do lixo (SINGH e MURPHY, 1990).	39
Figura 3.1. Comportamento tensão x deformação para RSU novo (NASCIMENTO et al., 2008).	66
Figura 3.2. Exemplo de uma curva obtida pela da implementação do modelo hiperbólico.	66
Figura 3.3. Relação entre a hipérbole teórica e a curva experimental de um ensaio de compressão triaxial em solos.	67
Figura 3.4. Critério de ruptura de Mohr-Coulomb.	68
Figura 4.1. Calibração da taxa de geração de metano do MUG ² para o acetato sem o processo de recirculação.	78
Figura 4.2. Calibração da taxa de geração de metano do MUG ² para o butirato sem o processo de recirculação.	78
Figura 4.3. Calibração da taxa de geração de metano do MUG ² para o propionato sem o processo de recirculação.	79
Figura 4.4. Volume acumulado de metano para o acetato sem o processo de recirculação.	80
Figura 4.5. Volume acumulado de metano para o butirato sem o processo de recirculação.	80

Figura 4.6. Volume acumulado de metano para o propionato sem o processo de recirculação.	80
Figura 4.7. Calibração da taxa de geração de metano do MUG ² para o acetato com o processo de recirculação.	81
Figura 4.8. Calibração da taxa de geração de metano do MUG ² para o butirato com o processo de recirculação.	82
Figura 4.9. Calibração da taxa de geração de metano do MUG ² para o propionato com o processo de recirculação.	82
Figura 4.10. Volume acumulado de metano para o acetato com o processo de recirculação.	84
Figura 4.11. Volume acumulado de metano para o butirato com o processo de recirculação.	84
Figura 4.12. Volume acumulado de metano para o propionato com o processo de recirculação.	84
Figura 4.13. Calibração da curva do volume acumulado de metano sem o processo de recirculação.	86
Figura 4.14. Calibração da curva do volume acumulado de metano com o processo de recirculação.	86
Figura 4.15. Taxa de geração de metano sem o processo de recirculação.	87
Figura 4.16. Taxa de geração de metano com o processo de recirculação.	87
Figura 4.17. Calibração dos modelos MUG ² e USEPA para a taxa de geração de metano a partir do acetato sem recirculação de chorume.	90
Figura 4.18. Volume acumulado de metano para os modelos MUG ² e USEPA a partir do acetato sem a recirculação do chorume.	91
Figura 4.19. Calibração dos modelos MUG ² e USEPA para o volume acumulado de metano de uma célula de RSU sem o processo de recirculação.	92
Figura 4.20. Taxa de geração de metano dos modelos MUG ² e USEPA para uma célula de RSU sem o processo de recirculação.	93

Figura 4.21. Calibração dos modelos MUG ² e USEPA para o volume acumulado de metano de uma célula experimental de grandes dimensões.....	94
Figura 4.22. Taxa de geração de gás dos modelos MUG ² e USEPA para uma célula experimental de grandes dimensões.....	96
Figura 4.23. Calibração a partir da geração acumulada de percolados para a célula 1.	98
Figura 4.24. Taxa de geração de percolados obtida a partir da calibração do MUG ² para célula 1.	98
Figura 4.25. Calibração a partir da geração acumulada de percolados para a célula 2.	99
Figura 4.26. Taxa de geração de percolados obtida a partir da calibração do MUG ² para célula 2.	99
Figura 4.27. Variação acumulada da massa total de RSU para a célula 1.....	101
Figura 5.1. Distribuição granulométrica da areia de Ipanema.	107
Figura 5.2. Relação entre Tensão cisalhante x Deslocamento horizontal para areia seca.	107
Figura 5.3. Relação entre Deslocamento vertical x Deslocamento horizontal para areia seca.	108
Figura 5.4. Envoltória de ruptura para a areia seca.....	108
Figura 5.5. Esquema da montagem do equipamento.....	113
Figura 5.6. Calibração do extensômetro utilizado para medição da deformação axial.	114
Figura 5.7. Calibração do transdutor de pressão utilizado para medição da poropressão e da tensão de confinamento.....	114
Figura 5.8. Calibração do transdutor de pressão utilizado para medição da pressão aplicada na base da câmara.....	115
Figura 5.9. Calibração da célula de carga para medição da tensão desviadora.	115

Figura 5.10. Calibração do medidor de variação de volume.....	116
Figura 6.1. Tensão desviadora x Deformação axial (Ensaio 40R50).....	120
Figura 6.2. Deformação volumétrica x Deformação axial (Ensaio 40R50).....	120
Figura 6.3. Excesso de poropressão x Deformação axial (Ensaio 40R50).....	121
Figura 6.4. Excesso de poropressão x Deformação volumétrica (Ensaio 40R50).	121
Figura 6.5. Parâmetro A de Skempton x Deformação axial (Ensaio 40R50) ..	122
Figura 6.6. Tensão desviadora x Deformação axial (Ensaio 40R90).....	123
Figura 6.7. Deformação volumétrica x Deformação axial (Ensaio 40R90).....	123
Figura 6.8. Excesso de poropressão x Deformação axial (Ensaio 40R90).....	124
Figura 6.9. Excesso de poropressão x Deformação volumétrica (Ensaio 40R90).	124
Figura 6.10. Parâmetro A de Skempton x Deformação axial (Ensaio 40R90).	125
Figura 6.11. Tensão desviadora x Deformação axial (Ensaio 35R50).....	126
Figura 6.12. Deformação volumétrica x Deformação axial (Ensaio 35R50).....	126
Figura 6.13. Excesso de poropressão x Deformação axial (Ensaio 35R50)....	127
Figura 6.14. Excesso de poropressão x Deformação volumétrica (Ensaio 35R50).....	127
Figura 6.15. Parâmetro A de Skempton x Deformação axial (Ensaio 35R50).	128
Figura 6.16. Tensão desviadora x Deformação axial (Ensaio 35R90).....	128
Figura 6.17. Deformação volumétrica x Deformação axial (Ensaio 35R90).....	129
Figura 6.18. Excesso de poropressão x Deformação axial (Ensaio 35R90)....	129
Figura 6.19. Excesso de poropressão x Deformação volumétrica (Ensaio 35R90).....	130
Figura 6.20. Parâmetro A de Skempton x Deformação axial (Ensaio 35R90).	130
Figura 6.21. Tensão desviadora x Deformação axial (Ensaio 30R50).....	131

Figura 6.22. Deformação volumétrica x Deformação axial (Ensaio 30R50).....	132
Figura 6.23. Excesso de poropressão x Deformação axial (Ensaio 30R50)....	132
Figura 6.24. Excesso de poropressão x Deformação volumétrica (Ensaio 30R50).....	133
Figura 6.25. Parâmetro A de Skempton x Deformação axial (Ensaio 30R50).	133
Figura 6.26. Tensão desviadora x Deformação axial (Ensaio 30R90).....	134
Figura 6.27. Deformação volumétrica x Deformação axial (Ensaio 30R90).....	134
Figura 6.28. Excesso de poropressão x Deformação axial (Ensaio 30R90)....	135
Figura 6.29. Excesso de poropressão x Deformação volumétrica (Ensaio 30R90).....	135
Figura 6.30. Parâmetro A de Skempton x Deformação axial (Ensaio 30R90).	136
Figura 6.31. Envoltória de resistência (Ensaio 40R50-1 e 40R90-1).....	138
Figura 6.32. Envoltória de resistência (Ensaio 35R50-1 e 35R90-1).....	138
Figura 6.33. Envoltória de resistência (Ensaio 30R50-1 e 30R90-1).....	139
Figura 6.34. Envoltória de resistência (Ensaio 40R50-2 e 40R90-2).....	139
Figura 6.35. Envoltória de resistência (Ensaio 35R50-2 e 35R90-2).....	140
Figura 6.36. Envoltória de resistência (Ensaio 30R50-2 e 30R90-2).....	140
Figura 6.37. Ângulo de atrito variando com o teor de colóide.....	141
Figura 6.38. Tendência do ângulo de atrito médio em relação ao teor de colóide.	142
Figura 6.39. Tendência do fator de coesão em relação ao teor de colóide.	142
Figura 6.40. Coesão em relação ao ângulo de atrito.....	143
Figura 6.41. Tensão desviadora x Deformação axial (Ensaio 30L50, 35L50 e 40L50).	144
Figura 6.42. Deformação volumétrica x Deformação axial (Ensaio 30L50, 35L50 e 40L50).	145

Figura 6.43. Excesso de poropressão x Deformação axial (Ensaio 30L50, 35L50 e 40L50).	146
Figura 6.44. Tensão desviadora x Deformação axial (Ensaio 30L90, 35L90 e 40L90).	146
Figura 6.45. Deformação volumétrica x Deformação axial (Ensaio 30L90, 35L90 e 40L90).	147
Figura 6.46. Excesso de poropressão x Deformação axial (Ensaio 30L90, 35L90 e 40L90).	147
Figura 7.1. Obtenção do módulo tangente inicial E_i	148
Figura 7.2. Obtenção dos parâmetros k e n	149
Figura 7.3. Comparação entre modelo hiperbólico proposto com o modelo hiperbólico tradicional.	150
Figura 7.4. Efeito da tensão confinante no modelo hiperbólico com degradação.	151
Figura 7.5. Efeito da taxa de carregamento em relação à taxa de degradação.	152
Figura 7.6. Efeito da taxa de degradação no resultado do ensaio.	153
Figura 7.7. Efeito da porcentagem de colóide no resultado do ensaio.	154

LISTA DE FOTOS

Fotos 4.1. Câmara triaxial tipo Bishop-Wesley.	103
Fotos 4.2. Transdutor de pressão.	104
Fotos 4.3. Painel de controle de ar comprimido com válvulas manuais.	104
Fotos 4.4. Detalhe do LSCDT sendo calibrado.	105
Fotos 4.5. Detalhe do medidor de variação de volume.	105
Fotos 4.6. Detalhe da dimensão dos grãos do solo granular.	106
Fotos 4.7. Molde bipartido para produção dos corpos de prova.	110
Fotos 4.8. Base metálica da câmara triaxial para deslocamento da amostra e medição da poropressão.	111
Fotos 4.9. Placa de acrílico para captação e drenagem do colóide.	112
Fotos 4.10. Chapa de alumínio perfurada para drenagem do colóide.	112
Fotos 4.11. Corpo de prova posicionado para o ensaio.	113

LISTA DE TABELAS

Tabela 2.1. Composição gravimétrica média dos RSU do aterro de Bandeirantes (CARVALHO, 1999).....	34
Tabela 2.2. Composição gravimétrica dos RSU do município do Rio de Janeiro (NETO, 2004).	34
Tabela 2.3. Composição física dos resíduos (NASCIMENTO et al., 2008)	35
Tabela 2.4. Composição gravimétrica dos RSU (CARVALHO, 1999).	36
Tabela 2.5. Variação da distribuição granulométrica dos RSU.....	37
Tabela 2.6. Peso específico <i>in situ</i>	37
Tabela 2.7. Peso específico das partículas sólidas.	37
Tabela 2.8. Valores de condutividade hidráulica (QIAN et al., 2002).	38
Tabela 2.9. Valores dos parâmetros de resistência (DIXON e JONES, 2005 <i>apud</i> JONES et al. 1997).....	40
Tabela 2.10. Valores mais recentes de parâmetros de resistência do lixo (modificado de REDDY, 2009).	42
Tabela 2.11. Características típicas do líquido gerado em aterros sanitários (Adaptado de TCHOBANOGLOUS et al., 1993).	43
Tabela 2.12. Dados recentes das propriedades bioquímicas encontradas do líquido gerado em aterros sanitários.	44
Tabela 4.1. Fatores de calibração do MUG ² para a taxa de geração de metano a partir do acetato sem recirculação de chorume.....	90
Tabela 4.2. Fatores de calibração do modelo da USEPA para a taxa de geração de metano a partir do acetato sem recirculação de chorume.	91
Tabela 4.3. Fatores de calibração do MUG ² para o volume acumulado de metano de uma célula de RSU sem o processo de recirculação.	92

Tabela 4.4. Fatores de calibração do modelo da USEPA para o volume acumulado de metano de uma célula de RSU sem o processo de recirculação.	93
Tabela 4.5. Fatores de calibração do MUG ² para o volume acumulado de metano de uma célula experimental de grandes dimensões.....	95
Tabela 4.6. Fatores de calibração do modelo da USEPA para o volume acumulado de metano de uma célula experimental de grandes dimensões	95
Tabela 4.7. Características das células experimentais de Morris et al. (2003)....	97
Tabela 4.8. Parâmetros obtidos através da calibração das células 1 e 2.....	100
Tabela 5.1. Relação de ensaios solo-colóide.	117
Tabela 6.1. Resultados do confinamento das amostras solo-colóide para carregamento rápido.....	119

LISTA DE SÍMBOLOS

DBO	Demanda Bioquímica de Oxigênio
DQO	Demanda Química de Oxigênio
STV	Sólidos Totais Voláteis
V_g	Volume gerado de gás
k_g	Constante de geração de gás
M_{MO}	Massa de matéria orgânica
k_c	Constante de crescimento bacteriano para geração de gás
k_d	Constante de decrescimento bacteriano para geração de gás
α_1 e α_2	Fatores de escala para relacionar laboratório x campo
t_m	Tempo médio do processo de biodegradação
V_l	Volume de líquidos
k_l	Constante de geração de líquidos
k_e	Constante de crescimento bacteriano para geração de líquidos
k_f	Constante de decrescimento bacteriano para geração de líquidos
$M_B(t)$	Massa de biogás gerado ao longo do tempo
$M_L(t)$	Massa de líquidos gerados ao longo do tempo
$M_{tot,0}$	Massa total de resíduos no início
$M_{tot}(t)$	Massa total de resíduos variando com o tempo
Q_{CH_4}	Taxa de geração de metano (USEPA)
L_0	Potencial de geração de metano (USEPA)
R	Taxa média anual de recebimento de resíduos durante a vida útil (USEPA)
K	Constante de geração de metano (USEPA)
C	Tempo desde o fechamento do aterro (USEPA)
β_1 e β_2	Fatores de escala representativos da relação laboratório x campo, para geração de líquidos
σ_d	Tensão desviadora
ε	Deformação
E_i	Módulo da tangente inicial

σ_{ult}	Tensão última de resistência medida experimentalmente
k	Número de módulo da equação de Janbu
n	Expoente da equação de Janbu
P_o	Pressão de referência
τ	Tensão de cisalhamento
c	Coesão
φ	Ângulo de atrito interno
γ	Peso específico
E_{tan}	Módulo tangente
σ_1	Tensão principal maior
σ_3	Tensão de confinamento
S	Tensão última de resistência teórica do modelo hiperbólico
R_f	Razão de ruptura

RESUMO

O presente trabalho visa o entendimento do comportamento mecânico dos resíduos sólidos urbanos. Além disso, um novo modelo matemático de previsão deste comportamento foi desenvolvido, com base na função hiperbólica amplamente utilizada para representar deformações em solos, mas também utilizada para os próprios resíduos. A função hiperbólica foi modificada de tal modo que o processo de decaimento da massa orgânica pudesse ser acoplado aos parâmetros de resistência do material. A variação da massa por sua vez foi relacionada com as gerações de gases e líquidos a partir da função desenvolvida por Pinto (2008). Finalmente, as gerações de gases e de líquidos serão representadas pelo Modelo Unificado de Geração de Gás (MUG²) desenvolvido por Habitzreuter (2005), que originalmente teve o objetivo de representar a geração dos gases, mas posteriormente foi adaptado por Pinto (2008), para a geração dos líquidos provenientes da biodegradação.

Um dos objetivos do presente estudo é verificar a influência na resposta mecânica, da mudança do estado sólido do material orgânico para o estado líquido-gasoso. Neste cenário, torna-se imprescindível entender o comportamento do material em duas situações distintas: (a) a resposta mecânica quando a taxa de solicitação ao cisalhamento do material é maior que a taxa de degradação da matéria orgânica (ensaios rápidos) e (b) a resposta mecânica quando a taxa de solicitação ao cisalhamento do material é menor que a taxa de degradação da matéria orgânica (ensaios lentos). O entendimento destes cenários possibilitará o desenvolvimento de modelos constitutivos de previsão do comportamento mecânico de sistemas não conservativos de massa, com possibilidades de aplicação na previsão do comportamento reológico de resíduos sólidos urbanos.

Visando o entendimento de sistemas não conservativos de massa, desenvolveu-se um material constituído pela mistura de areia e colóide gelatinoso. O material desenvolvido permite a avaliação do comportamento mecânico das misturas nas duas situações anteriormente citadas.

Serão apresentados os resultados de ensaios triaxiais drenados em corpos de prova moldados com proporções em volume de mistura solo-colóide iguais a 30, 35 e 40%, sendo utilizado para isso um equipamento triaxial Bishop-Wesley. Os resultados mostram que o comportamento tensão x deformação dos ensaios rápidos em geral não apresentam resistência de pico definida, e também, apresentam geração abrupta de poropressão positiva para deformações axiais na ordem de 15%. Os resultados dos ensaios lentos indicam geração de poropressões negativas contribuindo para resistências ao cisalhamento consideravelmente superiores. Os ângulos de atrito interno, calculados para os ensaios rápidos, variaram entre 13° e 30°, enquanto que os interceptos coesivos variaram entre 0 e 5 kPa, dependendo da porcentagem de colóide. A partir dos resultados para carregamento lento, também se verificou a possibilidade de simulação do fenômeno de fluência do material, através da aplicação de cargas constantes de longa duração.

PALAVRAS CHAVE: Resíduos sólidos urbanos, biodegradação, colóide, parâmetros de resistência, modelo hiperbólico, ensaio triaxial.

1. INTRODUÇÃO

O gerenciamento inadequado dos Resíduos Sólidos Urbanos (RSU) é um problema muito comum encontrado no mundo. O descaso com a destinação final adequada pode ocasionar diversos problemas ambientais, além de problemas de saúde pública, como disseminação de doenças através de vetores.

Economicamente, o crescimento dos países depende de inúmeros fatores, como a maior produção das indústrias, da agropecuária, o desenvolvimento de novas tecnologias, entre outros. Com isso, o consumo de recursos naturais, como jazidas de minérios e de petróleo tende a aumentar, juntamente com o consumo de produtos, havendo assim o crescimento da geração de resíduos. Mais recentemente foi desenvolvido o conceito da produção dos produtos “limpos” ou produtos “verdes”, os quais são fabricados levando-se em conta todos os possíveis impactos ambientais que todo o ciclo de vida pode ocasionar, ou seja, desde a extração da matéria prima até o seu consumo.

Boa parte dos resíduos já é destinada a tratamentos adequados, como reciclagem, reutilização, compostagem, biodigestão, entre outros. Mas o Brasil ainda está longe de alcançar uma alta taxa de reaproveitamento dos RSU, como já é o caso de muitos países europeus. Com isso, ainda se faz necessária a construção dos aterros sanitários, que têm como função a deposição dos RSU que não forem reaproveitados.

Muitas vezes os depósitos de resíduos são construídos de maneira inadequada, sem projetos técnicos, como drenagem e tratamento de percolados, drenagem e tratamento de gases, sistema de impermeabilização de base, estabilidade dos taludes e estimativa de recalques devido ao processo de biodegradação. Sem a presença destes projetos, os aterros passam a ser denominados de “lixões”, que por sua vez, tornam-se grandes problemas ao meio ambiente e à saúde pública, transformando-se em passivos ambientais. Existem também, aqueles aterros que são projetados, mas operados de maneira inadequada, podendo apresentar riscos tão altos quanto os “lixões”. Essas práticas são proibidas em todo o país.

A decomposição da matéria orgânica é responsável pela geração do biogás, que é a mistura de gases gerados pelo processo, e do chorume, como é denominado o líquido final gerado nos aterros. O volume total coletado deste líquido também dependerá da precipitação e infiltração da água da chuva durante a operação e após o fechamento do aterro. A drenagem desses produtos ocasiona a abertura de espaços “vazios” no interior do aterro. Estes, por sua vez, serão reduzidos ao longo do tempo devido a alguns processos que serão analisados posteriormente, provocando assim os recalques.

Para o desenvolvimento deste tema, o presente trabalho foi dividido em 7 capítulos. No primeiro capítulo será realizada breve introdução sobre o tema, incluindo-se as justificativas para a realização do trabalho. O Capítulo 2 traz a revisão bibliográfica utilizada com os conceitos mais relevantes. No Capítulo 3, serão abordadas as teorias utilizadas nos cálculos, como as deduções dos modelos de geração de gás, desenvolvido por Habitzreuter (2005), sua adaptação para a geração de líquidos e modelo de variação da massa, ambos desenvolvidos por Pinto (2008) e o modelo hiperbólico com biodegradação acoplada proposto no presente trabalho. Já o Capítulo 4 refere-se às calibrações dos modelos de geração de gás, de líquidos e de variação da massa.

No Capítulo 5 é apresentada a componente experimental utilizada nos ensaios solo-colóide e, posteriormente, no Capítulo 6 serão apresentados resultados obtidos e as respectivas análises. O Capítulo 7 traz a calibração do modelo hiperbólico para previsão do comportamento mecânico dos RSU e algumas simulações dos resultados que o modelo pode apresentar e comparações com comportamentos dos RSU observados no campo.

1.1. Problema

Como representar de maneira adequada o comportamento mecânico dos RSU considerando o processo de biodegradação da matéria orgânica?

1.2. Hipóteses

- O comportamento tensão x deformação dos resíduos pode ser determinado, de maneira adequada, com base no modelo hiperbólico utilizado para previsão do comportamento mecânico dos solos normalmente adensados.

- A tensão última de resistência obtida através de ensaio triaxial com amostras de RSU depende da idade dos resíduos. Isto porque, quanto maior for o tempo de biodegradação, maior será a quantidade de matéria orgânica decomposta e, conseqüentemente, maior será o contato entre as partículas rígidas. Assim, aumenta-se o atrito e a resistência no interior da massa de resíduos. Esta hipótese leva em consideração a drenagem do percolado.

- A variação da tensão última de resistência dos RSU tende a se estabilizar com o avanço do tempo, à medida que se aproxima da estabilização bioquímica da massa.

- É possível se relacionar a variação do módulo tangente inicial e da tensão última de resistência com a variação da matéria orgânica.

1.3. Objetivo

Desenvolver um modelo matemático para estimativa do comportamento mecânico de RSU em aterros sanitários considerando o processo de biodegradação da matéria orgânica. Este modelo deve ser capaz de representar o comportamento tensão x deformação ao longo do tempo, possibilitando estimativas acuradas quanto à estabilidade da pilha de resíduos. A resistência de um modelo acoplado poderá possibilitar projetos de alteamento da pilha de resíduos em aterros previamente completos.

1.4. Justificativas

1.4.1. Justificativa Ambiental

A poluição do meio ambiente pode ocorrer de inúmeras maneiras, mas basicamente através da água, do ar e do solo. Os contaminantes podem ter características tóxicas como óleos, materiais de limpeza, pilhas e baterias, resíduos hospitalares, entre outros, que são comumente encontrados nos aterros sanitários. Desta forma, estes locais têm grande potencial de poluição ambiental.

A contaminação dos corpos d'água pode ocorrer devido ao líquido percolado da massa de RSU ou até mesmo lixiviado pela água da chuva. O biogás gerado é composto por aproximadamente 50% de metano (USEPA, 2008), que é um grande causador do efeito estufa, sendo aproximadamente 23 vezes mais nocivo à camada de ozônio do que o dióxido de carbono (THEMELIS e ULLOA, 2007).

No ano de 1991, a concentração de metano na atmosfera era de 1,72 ppmv (parte por milhão em volume de ar ambiente), sendo que no período pré-industrial esta concentração era de 0,8 ppmv, ou seja, menos da metade (POPOV 2005). Atualmente, estima-se que esta concentração possa ter dobrado novamente para mais de 3,5 ppmv.

Os projetos de gerenciamento de resíduos podem ser classificados como Mecanismos de Desenvolvimento Limpo (MDL) baseando-se no Protocolo de Kyoto (1997). Para que isto ocorra, necessita-se que o aterro possua a gestão integrada dos resíduos, incluindo a captação total de metano com garantia da estabilidade da pilha de resíduos e o tratamento adequado dos líquidos gerados.

1.4.2. Justificativa Cultural

Para uma melhora do panorama de gerenciamento dos RSU no Brasil é necessária uma mudança na percepção quanto a esta atividade. A maior parte da população vê os lixões como modelo estabelecido de gerenciamento de

resíduos. Muitas vezes os lixões são confundidos com os aterros sanitários, que são atividades controladas e licenciadas que visam o correto gerenciamento. Assim, criam-se grandes empecilhos para as instalações desses empreendimentos em certas regiões, como as pressões políticas e populares. Um exemplo disso é a recente dificuldade da Região Metropolitana de Curitiba em encontrar um local para a construção da nova central de tratamento de resíduos, sendo que uma das dificuldades é a não aceitação da maior parte dos municípios em sediar o aterro.

1.4.3. Justificativa Econômica

A construção de novos aterros sanitários depende de vários fatores como a busca por novas áreas adequadas à legislação e ao licenciamento ambiental, que possuem cada vez mais restrições. Com isso, o custo de um novo aterro torna-se muito alto. Além disso, uma gestão adequada de depósitos de resíduos tem o objetivo de evitar maiores problemas, como desastres ambientais, os quais podem causar enormes prejuízos seja pelo custo da remediação ou por punições financeiras.

Como alternativa para esta questão, tem-se o prolongamento da vida útil dos aterros antigos ou selados. Isto pode ocorrer através do alteamento da pilha de resíduos. Este processo demanda um estudo técnico muito cuidadoso, pois envolve sérios riscos, principalmente devido à estabilidade da massa de RSU. Para isso, necessita-se conhecer a evolução de suas deformações ao longo do tempo, que dependerá, entre outros fatores, do processo de biodegradação.

1.4.4. Justificativa Tecnológica

O grande desafio atual é entender a resposta mecânica da mudança do estado sólido para o estado líquido-gasoso de parte dos RSU e a partir disso desenvolver uma ferramenta capaz de prever o comportamento tensão-deformação dos resíduos ao longo do tempo.

2. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

2.1. Classificação dos resíduos sólidos

De acordo com a norma da ABNT NBR 10.004/04 os resíduos sólidos são classificados, quanto a sua periculosidade, em três classes:

Classe I (Perigosos): Apresentam risco à saúde pública ou ao ambiente possuindo uma ou mais das seguintes propriedades: inflamabilidade, corrosividade, reatividade, toxicidade e patogenicidade.

Classe II-A (Não-inertes): Podem ter propriedades como combustibilidade, biodegradabilidade ou solubilidade, porém não se enquadram como resíduos classe I ou II-B.

Classe II-B (Inertes): Seus constituintes não são solubilizados em concentrações superiores aos padrões de potabilidade da água, com exceção ao aspecto, turbidez, dureza e sabor).

2.2. Resíduos Sólidos Urbanos

Os RSU são compostos pelos resíduos provenientes dos municípios, sendo os resíduos domiciliares, de atividades comerciais e industriais e de serviços públicos, os principais geradores. Dentro desses resíduos têm-se o papel, plástico, metal, restos de comida, resíduos não reaproveitáveis, entre outros. Os municípios são os responsáveis pela realização do gerenciamento dos RSU até sua destinação final. Porém, alguns resíduos gerados dentro dos municípios por lei não são de responsabilidade do mesmo.

Os resíduos não inclusos entre os RSU devem ser classificados de acordo com sua origem e suas características físico-químico-biológicas. Esses resíduos são os resíduos da construção civil, resíduos industriais, resíduos de serviços de saúde, resíduos da atividade agropecuária, resíduos de portos, aeroportos, terminais rodoviários e ferroviários e resíduos radioativos.

Recentemente, em muitas cidades brasileiras, foram criadas leis municipais, que passam a responsabilidade da destinação correta dos resíduos provenientes dos grandes geradores, como supermercados, *shopping center* e indústrias, para os próprios geradores e não mais para os municípios.

2.3. Situação da destinação final dos RSU no Brasil no ano 2000

A destinação final dos RSU no Brasil é dada pela Figura 2.1.

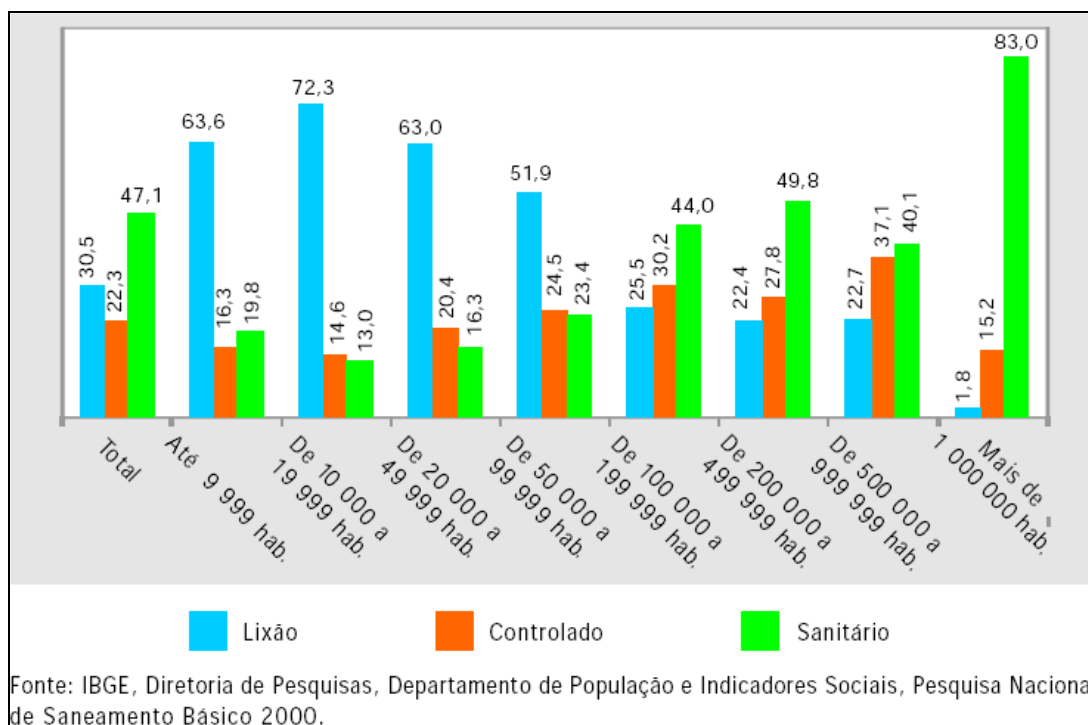


Figura 2.1. Volume de RSU coletado para cada tipo de destinação de acordo com a população dos municípios brasileiros.

Verifica-se que em municípios de grande porte a maior parcela dos resíduos é destinada a aterros sanitários. Já em municípios pequenos e com menor população há um descaso maior em relação ao gerenciamento dos RSU. De maneira geral, 47,1% dos resíduos são destinados a aterros sanitários, 22,3% em aterros controlados e 30,5% em lixões. Segundo dados do IBGE (2000) são produzidos em média 125 mil toneladas de resíduos por dia no país.

2.4. Destinação final

A classificação dos locais para destinação dos resíduos sólidos se deve pelo tipo de construção, existência de projetos técnicos adequados, objetivos do empreendimento, operação e manutenção. Esses tipos de projetos podem ser:

Lixões: Não possuem projetos técnicos. Normalmente são depósitos de lixo a céu aberto sem preocupação com os riscos de contaminação ao meio ambiente e à população. Algumas vezes podem ser originariamente classificados como aterros (sanitários ou controlados), mas devido à falta de operação e manutenção adequada tornam-se lixões. Este tipo depósito é proibido no país.

Aterros Controlados: Esses tipos de aterros possuem apenas algumas características dos aterros sanitários, como sistema de drenagem de chorume e de impermeabilização de base. Os aterros controlados podem ser soluções muito úteis quando se trata de remediação de áreas degradadas por lixões. Muitos dos aterros controlados existentes são antigos lixões que foram recuperados.

Aterros Sanitários: Projetos técnicos com necessária preocupação com o meio ambiente e saúde pública. Prevêem sistemas de drenagem da água pluvial, de drenagem e tratamento do líquido gerado e percolado através dos resíduos, de drenagem e queima dos gases e de impermeabilização de base e de topo. Além disso, é realizada a compactação dos resíduos no momento da deposição, o recobrimento periódico com solo de baixa permeabilidade, a operação e manutenção adequadas e a instalação de poços de monitoramento, além de outros critérios técnicos.

Bioreatores: Possui as mesmas preocupações técnicas que um aterro sanitário, somadas a utilização dos gases gerados como fonte de energia. Seu sistema de impermeabilização de topo e de drenagem de gases normalmente é mais eficiente do que ocorre em aterros sanitários, para uma maior captação do

gás. Sistemas de recirculação dos líquidos podem ser utilizados para controle do processo de biodegradação e geração do biogás.

2.5. Mecanismos de Desenvolvimento Limpo (MDL)

Em 1997, ocorreu a “Conferência das Partes”, em Kyoto, originando o Protocolo de Kyoto. Neste encontro, os países (ou as partes) assumiram metas de redução de emissões de carbono, principalmente os mais desenvolvidos. Para que essas metas fossem alcançadas foram criados alguns mecanismos econômicos. Entre eles destacam-se os Mecanismos de Desenvolvimento Limpo (MDL), que são projetos que visam a redução das emissões dos gases de efeito estufa e sua contabilização, para se transformar em créditos de carbono. Estes são medidos através de toneladas de carbono equivalente, ou seja, a quantidade de carbono que deixou de ser emitida à atmosfera em qualquer forma potencialmente prejudicial, como gás carbônico e metano.

A forma como estes mecanismos são implementados é variada. Na prática, sabe-se que é possível receber recursos de outros países para que os projetos de MDL possam ser desenvolvidos. Mas também, não é suficiente que os países adotem apenas este tipo de ação para prover o desenvolvimento sustentável. Ações sociais, econômicas, tecnológicas, ambientais e culturais também devem ser acrescentadas aos projetos de compensação de emissões de carbono. Dentro dos projetos MDL possíveis está o gerenciamento adequado dos RSU, onde se incluem os projetos de aterros sanitários ou bioreatores. De acordo com os dados do Ministério da Ciência e Tecnologia (2009), até julho de 2009 foram registrados 99 projetos MDL em aterros sanitários no Brasil, que visam o gerenciamento dos gases potencialmente poluidores.

2.6. Sistema de drenagem do biogás

Os sistemas de drenagem do gás em aterros sanitários possuem grande importância para o aspecto socioambiental da região. A emissão desses gases de forma incontrolada pode acarretar em problemas de saúde na população local e contribuição ao efeito estufa. Além disso, existe o risco de explosão, pois a concentração de metano é alta, como observou Al-Yaqout et al. (2005) num aterro sanitário localizado no Kuwait, onde a concentração de metano presente no aterro chegou a ser maior do que 50% do volume total de gás produzido. Outros autores também afirmam que a concentração de biogás no aterro pode atingir 60% do volume total produzido (OLIVIER, 2006; USEPA, 2008).

Para um sistema de captação de gás funcionar de forma eficiente é necessário, primeiramente, que a estimativa da geração de gás seja condizente com a realidade. Além disso, as concentrações e o movimento do gás no interior das células devem ser previstos de forma adequada.

Fabbricino (2007) desenvolveu um método para extração de gás em aterros sanitários através de um modelo matemático que prevê a geração de gases e seu fluxo no interior da célula de lixo devido aos gradientes de concentração de gás. Este sistema realiza a retirada do gás por meio da aplicação de vácuo. Segundo o referido autor os principais problemas para se obter uma estimativa acurada das concentrações de gases em um aterro são: (a) as características do modelo de geração de gás utilizado e (b) a heterogeneidade que o lixo apresenta dificultando a obtenção da permeabilidade do meio.

De maneira geral, o sistema de drenagem de gases deve permitir o fluxo necessário através de seus condutos e também o acesso prático em caso de emergências.

Segundo Hansen (2005) os sistemas mais utilizados na construção de aterros são os sistemas de drenagem horizontal, que normalmente realizam a drenagem dos líquidos e dos gases. Entretanto, este tipo de sistema comumente apresenta problemas operacionais, como entupimento dos tubos e o rompimento devido a diferentes níveis de recalque ao longo do aterro. De acordo com o

autor, o entupimento dos tubos ocorre, principalmente, devido à falta de acesso para se realizar a manutenção, pois os tubos fazem parte de uma estrutura permanente e de difícil acesso. O autor ainda indica a existência de um equipamento que faz este trabalho através do monitoramento por vídeo. Ele é capaz de realizar o desentupimento em regiões de difícil acesso e também a limpeza dos condutos.

Atualmente o sistema mais utilizado é a drenagem do gás através de tubulações verticais que fazem a captação por diferença de pressão entre o interior da célula e a pressão atmosférica, sendo que o gás normalmente sofre a queima na saída do tubo.

2.7. Extração do biogás

Existem, basicamente, duas formas de se retirar o biogás dos aterros. A primeira é a instalação de poços de coleta na massa de resíduos, sendo que o fluxo do gás ocorre por diferença de pressão. Este gás é queimado na saída do tubo gerando dois produtos principais: gás carbônico e água. Assim, reduz-se o potencial de aquecimento global da mistura de gases, pois se transforma o metano presente em gás carbônico.

A segunda forma de se realizar a retirada do gás também é por meio da diferença de pressão gerada no interior célula, mas com o reaproveitamento do gás como fonte alternativa de energia.

A extração é realizada por meio de poços distribuídos ao longo do aterro e de acordo com as profundidades. Deve haver um sistema de selamento no topo para evitar o fluxo de ar. Se este sistema não for eficiente, no momento da extração do gás, pode ocorrer a entrada de ar proveniente da atmosfera para dentro da célula através das próprias tubulações devido ao gradiente de pressão gerado no momento da extração. Isto pode acarretar na diminuição da atividade anaeróbia de biodigestão da matéria orgânica contida nos resíduos em decomposição (POPOV, 2005).

Na Figura 2.2 é apresentado um esquema simplificado de como ocorre a extração do biogás.

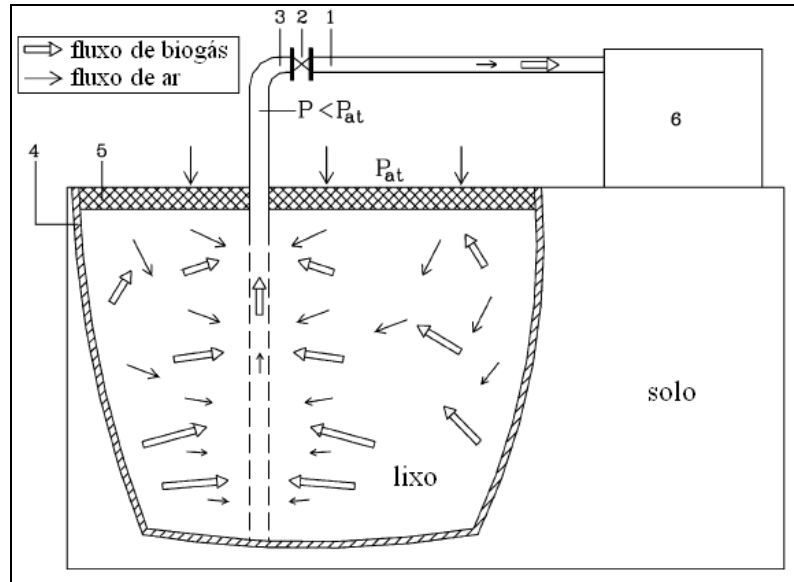


Figura 2.2. Extração do biogás do interior de um aterro (Adaptado de POPOV, 2005).

Na Figura 2.4, tem-se: (1) rede de tubos para extração; (2) válvulas de controle; (3) poços de coleta de biogás; (4) camada impermeável; (5) camada com baixa permeabilidade; e (6) sistemas de bombeamento e de tratamento dos gases. Normalmente o tratamento consiste na remoção de contaminantes e muitas vezes na retirada de gases como O_2 , N_2 e CO_2 do CH_4 . P é a pressão aplicada pelo sistema de bombeamento e P_{at} é a pressão atmosférica.

2.8. Sistema de drenagem de líquidos

Os sistemas de drenagem de líquidos são importantes mecanismos para a segurança da construção e da operação de um aterro, e do meio ambiente, pois têm a finalidade de coletar todo o material líquido gerado e percolado através dos aterros. Assim, evita-se o acúmulo excessivo de líquidos no interior das células de lixo prevenindo instabilidades e aumentando a segurança.

O líquido, também conhecido como chorume, é proveniente do processo de biodegradação dos resíduos e da água da chuva que infiltra para o interior da célula durante o período de atividade do aterro, ou seja, antes do seu selamento.

Normalmente os sistemas de drenagem de líquidos são compostos por um tubo perfurado de PEAD (Polietileno de alta densidade), por um material granular drenante (cascalho, pedregulho, areia grossa, pneu picado, etc.) acima deste tubo, para auxiliar na drenagem dos líquidos evitando seu entupimento, e por um filtro que evita a passagem das partículas maiores.

O filtro do sistema de drenagem pode ser composto por solo granular ou geotêxtil. Existe a tendência de se utilizar o segundo material devido aos seguintes motivos: (a) diminuição da espessura e, por conseguinte, aumento do volume de RSU depositado; (b) geotêxteis de diversos tamanhos de aberturas podem ser obtidos facilmente por processos de produção controlados; (c) os geotêxteis são de fácil manuseio e instalação, facilitando o procedimento em locais de difícil acesso; e (d) os geotêxteis são utilizados em compostos drenantes formados pela união geotêxteis, georredes e geoespaçadores.

Um dos problemas encontrados neste tipo de sistema é a colmatção ou entupimento do material drenante (areia ou geotêxtil), que ocorre por processos biológicos, químicos e físicos. Primeiramente, tem-se o acúmulo de sólidos voláteis (partículas sólidas) e a retenção de ácidos orgânicos (acetato, butirato e propionato) através do biofilme que se desenvolve no material granular. O acetato removido do líquido sofre processo de fermentação, sendo um dos responsáveis pela precipitação do cálcio. Esta precipitação somada à retenção de sólidos inorgânicos também influem na colmatção. Segundo VanGulck e Rowe (2004), todo o processo descrito acima pode reduzir a porosidade em mais de 60% e a condutividade hidráulica em seis ordens de grandeza, dependendo do material drenante em questão.

Assim, pode ocorrer a perda de controle da altura da coluna de líquidos acima da linha de drenagem, que deve ser mantida dentro dos limites estabelecidos por normas técnicas (em torno de 30 cm). Além disso, a vida útil do sistema de drenagem é diminuída (MCISAAC e ROWE, 2007).

Segundo Koerner et al. (1994), existem três premissas básicas para que um sistema de drenagem funcione adequadamente:

- 1) Dimensionamento do sistema adequado à vazão de saída, para se evitar acúmulo de líquidos;
- 2) Sistema de filtração eficiente que retenha também os grãos finos, para não haver o entupimento dos drenos;
- 3) Desenvolvimento de um sistema que evite o entupimento devido aos fatores bio-químico-físicos descritos anteriormente para garantir a vida útil do filtro.

Mesmo com todas essas precauções ainda sim haverá certo nível de colmatação do material drenante. Assim, Koerner et al. (1994) propuseram uma abordagem que inclui no fator de segurança do dimensionamento de um sistema de drenagem o risco referente à colmatação do filtro. Esta abordagem é dada pela relação entre a permeabilidade permitida do material drenante, definida em laboratório, e a permeabilidade requerida, que é calculada por modelo computacional através de dados hidráulicos de campo e características do RSU.

2.9. Recirculação de líquidos

O volume de líquidos gerado durante a vida útil do aterro e durante o período pós-selamento é muito grande. Além disso, este líquido possui grande potencial poluidor devido a suas características bioquímicas. Com isso, o gerenciamento deste produto deve ser feito de forma cuidadosa.

A principal maneira de destinação final dos líquidos gerados nos aterros é o tratamento bioquímico seguido de seu descarte em corpos hídricos, considerando normas técnicas como limites para seus parâmetros de pH, DBO, DQO, entre outros. Este tratamento envolve, de maneira geral, lagoas de tratamento aeróbias, anaeróbias e outros tratamentos químicos, demandando grandes áreas para sua implantação.

Como alternativa a este processo, surgiu a proposta de se realizar a recirculação deste líquido, o que pode tornar o processo mais econômico, pois é

possível se eliminar etapas do tratamento diminuindo custos de operação e construção do empreendimento. Além disso, a recirculação do chorume tem como objetivo a aceleração do processo de biodegradação dos resíduos, isto porque o líquido gerado auxilia no controle da umidade no interior do aterro, possibilitando a produção de uma situação ótima para que o processo de biodegradação ocorra.

Mehta et al. (2002) obtiveram resultados em escala de campo através de duas células experimentais na Califórnia/EUA, com aproximadamente oito toneladas de resíduos, sendo uma operada com o processo de recirculação e a outra não. Segundo a análise dos autores a recirculação de líquidos aumenta significativamente a umidade de campo, gerando assim, condições favoráveis ao processo de biodegradação anaeróbia. Assim, tem-se um consumo mais rápido da matéria biodegradável, um maior volume de metano gerado e uma maior deformação vertical da célula, devido ao controle da umidade

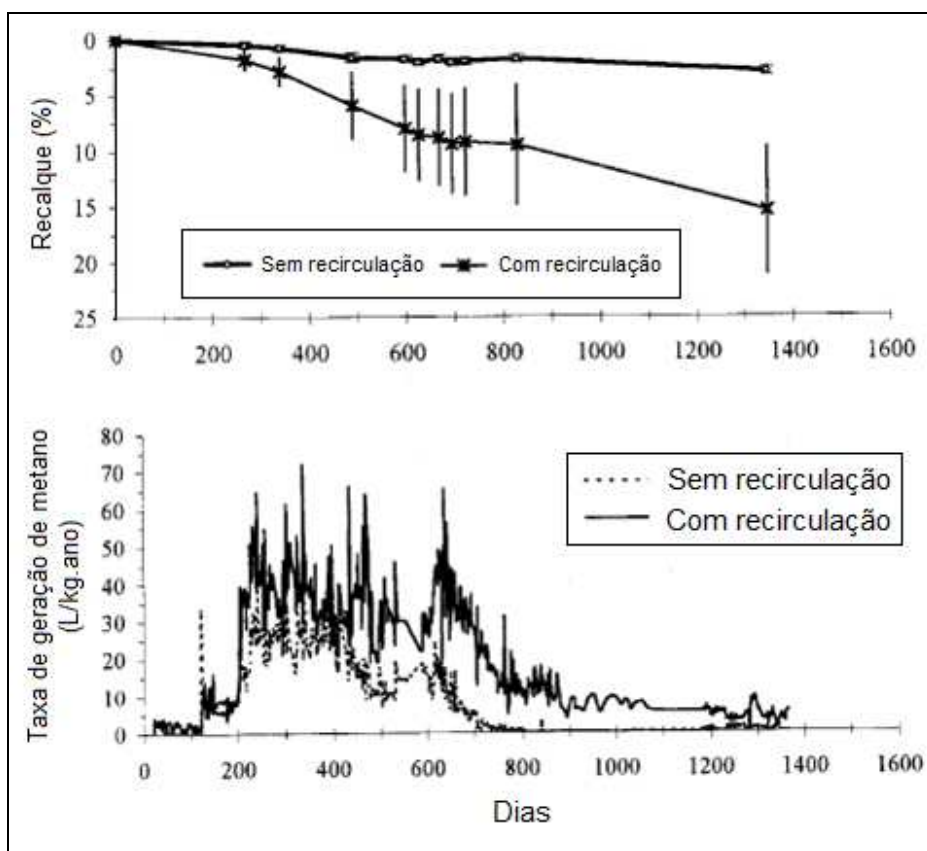


Figura 2.3. Influência da recirculação de líquidos na geração de gases e no recalque (MEHTA et al., 2002).

Baetz e Onysko (1993) afirmam que a recirculação do chorume diminui substancialmente a concentração dos líquidos contaminantes num período relativamente curto de tempo. O acúmulo do próprio líquido gerado permite o processo de recirculação e diminui drasticamente a quantidade de líquidos a serem tratados. Os referidos autores ainda afirmam que para o dimensionamento correto de um reservatório de chorume para posterior recirculação deve-se levar em conta o balanço hídrico do aterro, ou seja, o volume de líquidos provenientes de precipitação, que infiltraram para o interior do aterro.

2.10. Parâmetros geotécnicos dos resíduos sólidos urbanos

A mecânica dos solos é uma ciência relativamente nova, originada quase que simultaneamente nos Estados Unidos e Europa, no início do século XX. O seu surgimento ocorreu, devido a não aplicabilidade dos conhecimentos da época para resolução de problemas cada vez mais freqüentes, como as fundações. Na mecânica clássica já se afirmava que para se conhecer o comportamento geomecânico dos solos era extremamente necessária a obtenção de forma adequada dos parâmetros geotécnicos. Estes, por sua vez, eram de difícil obtenção dependendo do tipo de solo que estava sendo trabalhado, sendo que a variabilidade dos solos é muito grande (TERZAGHI e PECK, 1948).

Nas décadas mais recentes, outros problemas foram aparecendo, juntamente com a preocupação crescente com o meio ambiente. Assim, surge a geotecnia ambiental, que tem como um de seus objetivos apresentar soluções para problemas ambientais, como a destinação dos resíduos sólidos. Da mesma forma como ocorre nos solos, também é essencial a obtenção de parâmetros geotécnicos confiáveis.

2.10.1. Composição gravimétrica

A composição dos resíduos sólidos urbanos é importante para se entender o seu comportamento mecânico. A partir de amostras do lixo, pode-se avaliar a massa de cada componente em relação a sua massa total. Evidentemente, as amostras devem ser representativas, para se evitar ao máximo erros de medição. Pode-se considerar que a quantidade de matéria orgânica é o principal elemento a ser verificado, pois é este que causará as maiores variações dos parâmetros geotécnicos da massa de resíduo ao longo do tempo.

Grisolia et al. (1995) classificam os resíduos sólidos em relação à suas características geotécnicas da seguinte forma:

Materiais inertes - Materiais cujas propriedades praticamente não variam com o tempo não influenciando significativamente no comportamento reológico do aterro. Ex: vidro, metais, pneus e resíduos de construção;

Materiais muito deformáveis - Materiais que sofrem deformações iniciais consideráveis alterando sua condição inicial. Alguns deles também podem apresentar grandes deformações ao longo do tempo quando submetidos a cargas constantes. A influência destes materiais no comportamento global do aterro depende, em geral, da dimensão do elemento, da umidade e do nível de tensões. Ex: plástico, papéis e borrachas em geral;

Materiais biodegradáveis - É composto pela matéria orgânica, que é consumida ao longo do tempo pelo processo de decomposição. Estes materiais influenciam diretamente e significativamente as propriedades geotécnicas do aterro. Ex: restos de alimentos e podas de árvores.

A classificação realizada por Grisolia é uma das mais conhecidas e utilizados pela maioria dos autores, porém se observa que podem existir questionamentos, visto que resíduos inertes e biodegradáveis podem apresentar grande deformabilidade.

Diversos estudos foram realizados para se verificar a composição gravimétrica dos resíduos sólidos urbanos. Dentre estes, Carvalho (1999)

apresentou a composição gravimétrica dos resíduos sólidos urbanos do aterro de Bandeirantes:

Tabela 2.1. Composição gravimétrica média dos RSU do aterro de Bandeirantes (CARVALHO, 1999).

Material	Composição
Fração pastosa	54,8%
Plástico	16,7%
Pedra	9,9%
Metais	5,6%
Madeira	4,0%
Têxteis	2,7%
Vidro	2,5%
Papel	2,2%
Borracha	1,9%

Neto (2004) apresentou, por dados da COMLURB (1999), a composição gravimétrica dos resíduos sólidos urbanos do Rio de Janeiro:

Tabela 2.2. Composição gravimétrica dos RSU do município do Rio de Janeiro (NETO, 2004).

Bairro	Composição em peso (%)						
	Vidro	Metal	Plástico	Papel	Mat. orgânico	Mat. inerte	Outros
Centro	3,54	2,59	23,72	23,56	42,37	1,28	2,94
Rocinha	2,27	2,10	19,29	11,60	64,66	0,00	0,08
Leblon	9,06	2,31	18,60	28,09	39,55	1,57	0,82
Tijuca	2,97	2,18	19,96	28,91	42,82	1,87	1,29
Piedade	1,93	2,84	20,38	19,41	54,79	0,00	0,65
Penha	3,61	2,19	16,84	18,93	57,02	0,35	1,06
Pavuna	3,15	3,01	16,52	14,60	58,75	0,12	3,85
Barra	6,85	2,12	24,40	25,03	40,19	0,14	1,27
Sta. Cruz	2,62	1,94	17,05	18,87	58,91	0,12	0,49

Pela Tabela 2.2, verifica-se que a composição dos resíduos sólidos depende do poder aquisitivo da população da região. Por exemplo, bairros que possuem população com maior poder aquisitivo, como é o caso da Barra e Leblon, têm menor porcentagem de matéria orgânica do que em bairros com menor poder aquisitivo, como a Rocinha e Pavuna.

Nascimento et al. (2008) obtiveram a composição dos resíduos do Aterro Metropolitano Centro de Salvador – BA, para resíduo novo e com 4 anos de idade.

Tabela 2.3. Composição física dos resíduos (NASCIMENTO et al., 2008)

Material	RSU novo	RSU com 4 anos
Madeira	4,22	12,64
Pedra / cerâmica	9,64	5,78
Têxteis	0,95	3,30
Borracha	0,03	0,99
Plástico	16,47	34,25
Vidro	5,23	3,55
Metal	1,36	2,55
Papel / papelão	15,60	5,50
Fração pastosa	42,31	31,45
Sólidos totais voláteis(%)	56,81	23,21
Matéria orgânica(%)	24,04	7,30

A fração pastosa presente nos resíduos é composta entre outros elementos, pela matéria orgânica, que neste caso foi obtida através de ensaio para obtenção dos Sólidos Totais Voláteis (STV).

2.10.2. Teor de Umidade

O processo de biodegradação depende muito das condições em que o lixo se encontra, principalmente, do seu teor de umidade. Por isso, faz-se necessário

o estudo deste parâmetro. Além disso, a umidade também influencia outros fatores como a condutividade hidráulica.

A umidade dos resíduos pode variar de acordo com o ciclo hidrológico da região, acondicionamento dos resíduos no momento da coleta e eficiência da cobertura diária no aterro. A umidade no interior do aterro também pode ser parcialmente controlada através da drenagem e recirculação de líquidos produzidos ou não pelo próprio aterro.

Carvalho (1999) obteve dados do teor de umidade para as amostras de lixo do aterro de Bandeirantes, para cada elemento da composição gravimétrica.

Tabela 2.4. Composição gravimétrica dos RSU (CARVALHO, 1999).

Material	Umidade (%) em base seca
Fração pastosa	47%
Plástico	41,5%
Pedra	12,6%
Metais	19,6%
Madeira	69,8%
Têxteis	55%
Vidro	5,9%
Papel	74,8%
Borracha	24,5%

2.10.3. Distribuição Granulométrica

A granulometria dos RSU é muito variada devido à heterogeneidade da composição dos resíduos, dependendo também da região de retirada do lixo. Alguns autores obtiveram a variação da granulometria dos resíduos para amostras de lixo e são demonstrados na tabela a seguir. Esses resultados não incluem materiais como plásticos e tecidos que podem atrapalhar no resultado do peneiramento.

Tabela 2.5. Variação da distribuição granulométrica dos RSU.

Referência	Faixa de variação
Carvalho (1999) – RSU do Aterro Sanitário de Bandeirantes/SP.	0,6 – 190 mm
Nascimento (2007) – RSU do Aterro Metropolitano Centro/BA.	0,7 – 130 mm

2.10.4. Peso específico

O peso específico dos RSU depende de vários fatores como composição, umidade, grau de compactação, solo utilizado na cobertura diária, condições climáticas, entre outros. Entretanto, o processo de decomposição do lixo ou a idade do lixo, ganha destaque devido à dificuldade imposta em verificar sua influência na medição. Além disso, a profundidade em que o resíduo é retirado também influencia no seu peso específico.

Conforme dados da literatura são apresentados nas Tabelas 2.6 e 2.7 resultados de ensaios de peso específico.

Tabela 2.6. Peso específico *in situ*.

Referência	Peso específico <i>in situ</i> (kN/m³)
Massanero et al. (1996)	3 – 9 (aterros mal compactados)
Massanero et al. (1996)	5 – 8 (aterros moderadamente compactados)
Massanero et al. (1996)	9 – 10,5 (aterros bem compactados)
Carvalho (1999)	8,5 – 17,5
Chen et al. (2009)	6 – 15

Tabela 2.7. Peso específico das partículas sólidas.

Referência	Peso específico dos sólidos (kN/m³)
Carvalho (1999)	22,41 – 25,07 (resíduo com 15 anos)
Nascimento (2007)	17,2 – 17,6 (resíduo novo)
Nascimento (2007)	20,3 (resíduo com 4 anos)

2.10.5. Condutividade hidráulica

A condutividade hidráulica dos RSU é um parâmetro que pode apresentar grande variação dependendo da composição dos resíduos, grau de compactação, carga a qual o material foi submetido, decomposição do lixo, entre outros. Foram obtidos valores deste parâmetro na literatura e apresentados na Tabela 2.8.

Tabela 2.8. Valores de condutividade hidráulica (QIAN et al., 2002).

Referência	Condutividade hidráulica (cm/s)
Fungaroli et al. (1979)	$1,0 \times 10^{-3}$ a $2,0 \times 10^{-2}$
Schroder et al. (1984)	$2,0 \times 10^{-4}$
Oweis e Khera (1986)	Valores na ordem de 10^{-3}
Landva e Clark (1990)	$1,0 \times 10^{-3}$ a $4,0 \times 10^{-2}$
Oweis et al. (1990)	$1,5 \times 10^{-4}$ a $1,1 \times 10^{-3}$
Qian (1994)	$9,2 \times 10^{-4}$ a $1,1 \times 10^{-3}$
Schroder et al. (1994)	$1,0 \times 10^{-3}$

2.10.6. Propriedades mecânicas

Os ensaios de cisalhamento e compressibilidade envolvendo resíduos sólidos urbanos podem apresentar diferentes resultados, dependendo de fatores já citados como, composição, grau de degradação, entre outros.

A quantificação dessas propriedades é de difícil obtenção devido à presença de componentes com diferentes tamanhos e formas, obtenção de amostras representativas e de qualidade e escolha do ensaio mais adequado (CARVALHO, 1999).

2.10.7. Parâmetros de resistência dos RSU

Na maioria das vezes o fenômeno de ruptura dos solos ou do lixo acontece por cisalhamento. Assim, os parâmetros de resistência do lixo podem ser obtidos em laboratório por ensaios triaxiais ou de cisalhamento direto. De acordo com a teoria utilizada para solos e aplicada também para os resíduos, os parâmetros que definem a envoltória de resistência dos materiais são o ângulo de atrito e a coesão. Pinto (2000) define o ângulo de atrito (ϕ) como o ângulo máximo que a força transmitida pelo corpo à superfície de cisalhamento pode fazer com a normal ao plano de contato sem que ocorra o deslizamento. O outro parâmetro, a coesão (c), é o fator de resistência inicial que o material apresenta dado em kPa.

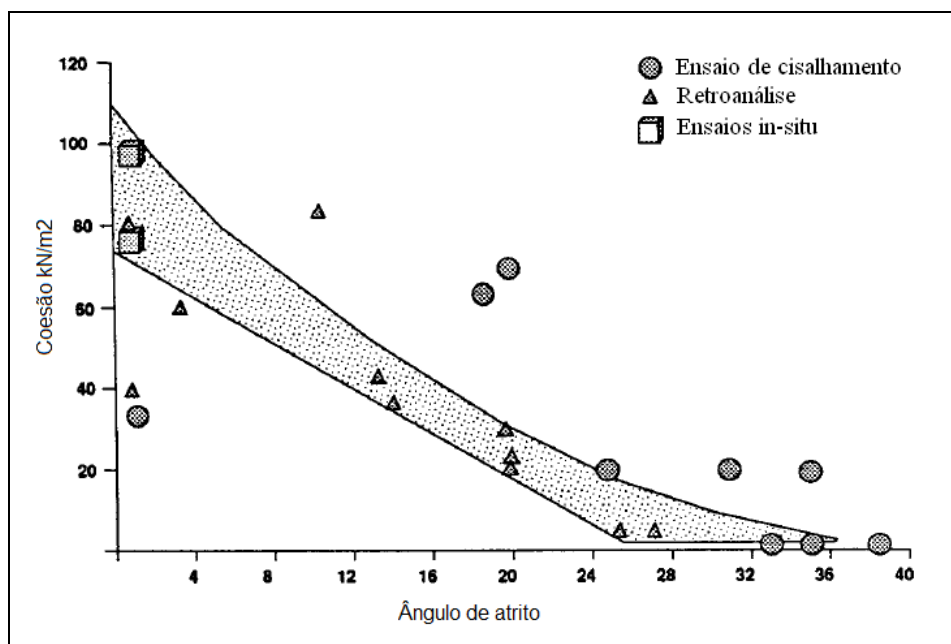


Figura 2.4. Relação entre parâmetros de resistência do lixo (SINGH e MURPHY, 1990).

Os valores de coesão e ângulo de atrito obtidos na literatura são variados. Essas variações podem ser devido a fatores como diferentes métodos de medição, incertezas maiores de medição em alguns métodos, composições diferentes do lixo, idade do lixo, umidade, entre outros.

Carvalho (1999) obteve coesão com magnitudes entre 25 a 80 kPa, para resíduos do Aterro de Bandeirantes. Já o ângulo de atrito encontrado foi de 20° a

35°. Outros valores obtidos em outros países foram encontrados na literatura e apresentados na tabela a seguir.

Tabela 2.9. Parâmetros de resistência (DIXON e JONES, 2005 *apud* JONES et al. 1997).

Referência	Coesão(kPa)	Ângulo de atrito (°)	Método e comentário
Jessberger (1994)	7	38	
Jessberger (1994)	10	15	Retroanálise
Jessberger (1994)	10	17	Retroanálise
Jessberger (1994)	0	30	Estimado por observações de campo
Jessberger (1994)	0	40	Estimado por observações de campo
Jessberger (1994)	7	42	Cisalhamento direto (resíduo com 9 meses)
Jessberger (1994)	28	26,5	Cisalhamento direto (resíduo novo)
Fasset et al. (1994)	10	23	Valores sugeridos
Kolsch (1995)	15	15	Valores sugeridos
Kolsch (1995)	18	22	Valores sugeridos
Cowland et al. (1993)	10	25	Retroanálise
Del Greco e Oggeri (1993)	15,7	21	Cisalhamento direto
Del Greco e Oggeri (1993)	23,5	22	Cisalhamento direto
Landva e Clark (1986)	19	42	Cisalhamento direto (resíduo antigo)
Landva e Clark (1986)	16	38	Cisalhamento direto (resíduo antigo)
Landva e Clark (1986)	16	33	Cisalhamento direto (resíduo antigo)
Landva e Clark (1986)	23	24	Cisalhamento direto (resíduo novo triturado)
Landva e Clark (1986)	10	33,6	Cisalhamento direto (mistura com resíduo de madeira)
Golder Associates (1993)	0	41	Cisalhamento direto

Gabr et al. (2007) relacionam a alteração do ângulo de atrito do lixo com a quantidade de partículas de plástico existente. De acordo com os autores, à medida que ocorre o processo de biodegradação, a quantidade de resíduo orgânico diminui, aumentando assim, a massa de plásticos em relação à massa total. Os autores verificaram que um ângulo de atrito inicial de 32° pode ser reduzido para 24° com o processo de decomposição. O ângulo de atrito encontrado somente para amostras de partículas de plásticos é de $18-19^\circ$.

Ensaio realizado por Nascimento (2007) mostram a variação dos parâmetros de resistência em relação à variação de idade e de peso específico (γ). Para verificação em relação à idade do lixo foram utilizados resíduos com diferentes idades e mesmo peso específico. Para resíduo novo com $\gamma = 10\text{kN/m}^3$ obtendo-se $c' = 25,8\text{ kPa}$ e $\phi' = 27,1^\circ$. Para resíduo com 4 anos e o mesmo peso específico, obteve-se $c' = 4,6\text{ kPa}$ e $\phi' = 34,9^\circ$. No estudo da influência do peso específico o autor utilizou em ambos os ensaios resíduos novos e diferentes pesos específicos. Assim, para $\gamma = 8\text{kN/m}^3$ verificou-se $c' = 14,8\text{ kPa}$ e $\phi' = 19,2^\circ$. Para $\gamma = 10\text{kN/m}^3$ verificou-se um $c' = 25,8\text{ kPa}$ e $\phi' = 27,1^\circ$. Também para estudo do peso específico utilizou-se resíduos com 4 anos de idade, com $\gamma = 10\text{kN/m}^3$ obtendo-se $c' = 4,6\text{ kPa}$ e $\phi' = 34,9^\circ$. Para $\gamma = 14\text{kN/m}^3$ obteve-se $c' = 22,9\text{ kPa}$ e $\phi' = 39,8^\circ$. Todos os ensaios considerados têm como base deformações axiais de 20%.

Recentemente ensaios demonstram que os parâmetros de resistência podem ter magnitudes maiores, como se observa na Tabela 2.10.

Tabela 2.10. Valores mais recentes de parâmetros de resistência do lixo (modificado de REDDY, 2009).

Referência	C(kPa)	φ' (°)	Umidade vol.(%)	Método e comentário
Reddy et al. (2009)	46	30	44	Cisalhamento direto (resíduo novo triturado) - 20% def.
	64	26	60	Cisalhamento direto (resíduo novo triturado) - 20% def.
	32	28	80	Cisalhamento direto (resíduo novo triturado) - 20% def.
	31	30	100	Cisalhamento direto (resíduo novo triturado) - 20% def.
Kavazanjian (1999)	43	31		Cisalhamento direto com 15% def.
Caicedo et al. (2002)	78	23	67	Cisalhamento direto (resíduo com 1 ano) – 6,7% def.
Nascimento et al. (2008)	0-67	10-53		Dados da literatura
Reddy et al. (2009)	32	12		Ensaio triaxial CU – tensões totais e 15% def.
Reddy et al. (2009)	38	16		Ensaio triaxial CU – tensões efetivas e 15% def.
Caicedo et al. (2002)	45	14		Ensaio triaxial CU (resíduo com 1 ano) – tensões efetivas e 15% def.

2.10.8. Características bioquímicas

Os líquidos gerados em aterros podem possuir características tóxicas dependendo da periculosidade dos materiais presentes nos resíduos, como metais, tintas, baterias, etc. Além disso, o nível de atividade microbiana também influencia diretamente na característica deste líquido. Al-Yagout et al. (2005) verificaram que aterros já encerrados possuem menor grau de toxicidade do que

o verificado em aterros em operação, o que provavelmente ocorre devido à menor atividade microbiana e a contínua drenagem dos gases.

O processo de biodegradação da matéria orgânica ocorre basicamente por quatro fases: (a) Fase aeróbia, que corresponde à fase logo após a deposição dos RSU, na qual as bactérias aeróbias ainda possuem oxigênio suficiente para sobreviver; (b) Fase acidogênica, na qual as bactérias anaeróbias e facultativas iniciam a decomposição anaeróbia, produzindo alcoóis e ácidos acético, propiônico e butírico. Estes por sua vez, serão transformados em íons acetato, propionato e butirato. Nesta fase o pH é baixo; (c) Fase metanogênica, onde os substratos serão consumidos e transformados em metano e gás carbônico. Nesta fase, tem-se o aumento do pH; e (d) Fase de estabilização, onde há a redução de substrato disponível e, conseqüentemente, a redução da atividade microbiana.

Ainda existem discussões a respeito da duração de cada uma das fases do processo de biodegradação. Entretanto, pode-se afirmar que essas fases estão diretamente relacionadas com as condições às quais os resíduos são submetidos. Uma das alternativas para isto é o controle dos parâmetros bioquímicos do líquido gerado. As características do líquido percolado podem mostrar a natureza dos compostos e a fase em que o processo se encontra. Valores das características bioquímicas dos líquidos são dados na Tabela 2.11.

Tabela 2.11. Características típicas do líquido gerado em aterros sanitários (Adaptado de TCHOBANOGLOUS et al., 1993).

Propriedade	Aterros novos (até 2 anos)		Aterros antigos (acima de 10 anos)
	Variação	Típico	
DBO (mg/L)	2.000 – 30.000	10.000	100 – 200
DQO (mg/L)	3.000 – 60.000	18.000	100 – 500
pH	4,5 – 7,5	6	6,5 – 7,5

Também foram obtidos dados mais recentes das propriedades bioquímicas dos líquidos em aterros, apresentados na Tabela 2.12.

Tabela 2.12. Dados recentes das propriedades bioquímicas encontradas do líquido gerado em aterros sanitários.

	pH	DBO (mg/L)	DQO (mg/L)	STV (mg/L)
Aterro de Al-Qurain, Kuwait (Al-Yaqout et al., 2005).	7,95	290	7733	693
Aterro de Al-Sulaybiya, Kuwait (Al-Yaqout et al., 2005).	7,47	200	9652	352
Aterro de Bandeirantes/SP (Carvalho, 1999).	6,9 – 8,0			120 – 270
Centro de Gerenciamento de Resíduos Sólidos, Delaware (Morris et al., 2003).	6,5 – 8,5			

2.11. Processo de recalque em aterros sanitários

Na abordagem clássica da mecânica dos solos, o processo de recalque era visto como um problema de fundações, devido à compressão ou deformação do solo de base, sendo que a obtenção dos parâmetros geotécnicos já era considerada uma das principais questões a ser resolvida (TERZAGHI e PECK, 1948). Ao longo do tempo, observou-se que em depósitos de resíduos este processo é mais complexo, pois além do recalque do solo de fundação, entra em questão o processo de recalque do próprio resíduo. Este, por sua vez, é um material extremamente variável, havendo diferenças na composição, granulometria, características físico-químicas, permeabilidade, compressibilidade, resistência e degradabilidade. Além disso, todas essas características normalmente variam com o passar do tempo.

Segundo Simões e Campos (1998) os recalques em aterros sanitários ocorrem principalmente devido a: (1) quebra de elementos sólidos que, associada à compressibilidade relativa dos materiais presentes, promove um rearranjo contínuo destes elementos; (2) erosão e ravinamento internos, devido ao carregamento de partículas menores para os vazios do maciço; (3) alterações físico-químicas, processadas através de corrosão, oxidação e combustão dos

materiais presentes; (4) biodegradação, através da transferência de massa da fase sólida para as fases líquida e gasosa e (5) interação entre os mecanismos.

Qian et al. (2002) afirmam que muitos fatores influenciam na magnitude dessas deformações e muitos deles se inter-relacionam, como (1) o peso específico inicial ou o volume de vazios inicial; (2) volume de solo utilizado no recobrimento diário; (3) eficiência do processo de compactação forçada no momento da deposição; (4) quantidade de material biodegradável; (5) carregamento ao qual os resíduos estarão submetidos; (6) processo de alteamento das pilhas de resíduos, que pode ocorrer em depósitos antigos; (7) nível e fluxo do líquido no interior do aterro; (8) métodos de operação do aterro, como a recirculação do líquido gerado; e (9) condições ambientais, como umidade, temperatura, entre outros. Pode-se incluir dentre os fatores citados acima a questão da drenagem do biogás gerado devido ao processo de biodegradação.

A previsão dos recalques é muito importante para se conhecer as variações de volume de um depósito de resíduos e, desta forma, viabilizar a reutilização dessas áreas para atividades futuras de maneira segura, após o seu selamento. Além disso, os recalques aumentam a vida útil dos aterros sanitários de maneira significativa, devido às deformações, que segundo Qian et al. (2002) podem ser de até 30% em relação à altura inicial do depósito.

2.12. Modelos de previsão do comportamento mecânico de RSU

2.12.1. Modelo de Sowers (1973)

Diversos modelos de previsão do comportamento compressível dos RSU foram encontrados na literatura, entretanto a maior parte deles não apresenta relação entre o processo de biodegradação e o recalque no tempo. O primeiro modelo a ser estudado é um modelo clássico proposto originalmente por Sowers (1973), o qual sofreu algumas alterações para se adequar a novas descobertas. Este foi o primeiro modelo de previsão do comportamento mecânico dos RSU,

desenvolvido com base nas teorias clássicas da mecânica dos solos. Este modelo considera que as deformações ocorrem devido a um recalque primário (consolidação) e a um recalque secundário (dependente do tempo):

$$\Delta H = \Delta H_c + \Delta H_\alpha \quad (2.1)$$

Sendo ΔH o recalque total dos resíduos, ΔH_c o recalque primário e ΔH_α o recalque secundário. Para resíduos novos o recalque primário (ΔH_c) é dado por:

$$\Delta H_c = C_c \frac{H_0}{1 + e_0} \log \frac{\sigma_1}{\sigma_0} \quad (2.2a)$$

ou

$$\Delta H_c = C'_c H_0 \log \frac{\sigma_1}{\sigma_0} \quad (2.2b)$$

Onde:

C_c = índice de compressão primário;

C'_c = índice de compressão primário modificado (0,17 a 0,36);

H_0 = altura inicial da camada de resíduos antes do recalque;

e_0 = índice de vazios inicial antes do recalque;

σ_1 = tensão efetiva vertical final; e

σ_0 = tensão efetiva vertical inicial.

Também considerando resíduos recém depositados o recalque secundário (ΔH_α) é dado pelas Equações 2.3a e 2.3b.

$$\Delta H_\alpha = C_\alpha \frac{H_0}{1 + e_0} \log \frac{t_2}{t_1} \quad (2.3a)$$

ou

$$\Delta H_\alpha = C'_\alpha H_0 \log \frac{t_2}{t_1} \quad (2.3b)$$

Onde:

C_α = índice de compressão secundário;

C'_α = índice de compressão secundário modificado (0,03 a 0,1);

H_0 = altura inicial da camada de resíduos antes do recalque;

e_0 = índice de vazios inicial antes do recalque;

t_2 = tempo final do processo de recalque secundário; e

t_1 = tempo inicial do processo de recalque secundário.

O índice de compressão primário (C_c) é definido através do índice de vazios inicial dos resíduos e da fração orgânica presente. Já o índice de compressão secundário (C_α) é obtido a partir do índice de vazios inicial dos resíduos e das condições ambientais de decomposição. Segundo Qian et al. (2002) o índice de vazios inicial dos resíduos é de difícil obtenção, conseqüentemente, os índices de compressão primário e secundário não podem ser obtidos de forma imediata através da análise de recalques. Com isso, definiu-se um método prático baseado em índices de compressão primário e secundário modificados. O índice de compressão primário modificado (C'_c) foi definido entre 0,17 e 0,36 e o índice de compressão secundário modificado (C'_α) definido entre 0,03 e 0,1.

Apesar de se fazer uma relação teórica do recalque secundário com a biodegradação, não se verifica qualquer relação matemática entre esses dois processos. O que é observado é uma relação do recalque secundário com o logaritmo do tempo, definida a partir de testes em células de grandes escalas desenvolvidos por Sowers (1973). Com isso, esta relação foi obtida através de condições ambientais particulares dos testes realizados, não havendo uma forma geral do recalque secundário (ou a longo prazo) para outras situações de campo.

Um novo termo foi introduzido à Equação 2.1, que corresponde ao chamado recalque imediato (ΔH_i), sendo observado nos primeiros meses depois do carregamento ao qual o resíduo foi submetido. Este recalque pode ser obtido através da teoria da elasticidade e está associado ao processo de compressão das partículas deformáveis e de redução dos espaços vazios. Assim, com a inclusão da resposta imediata tem-se a Equação 2.4.

$$\Delta H = \Delta H_i + \Delta H_c + \Delta H_\alpha \quad (2.4)$$

Além do modelo proposto por Sowers (1973) existem outros modelos baseados em relações empíricas, para previsão do comportamento mecânico dos resíduos. Esses modelos não distinguem as fases primária e secundária de deformação dos RSU, como se faz no modelo de Sowers. Isto porque a ação dos recalques primário (consolidação) e secundário (fluência) são de difícil separação. Com isso, algumas funções que não distinguem os dois comportamentos são preferíveis na prática (QIAN et al, 2002). Essas funções são a logarítmica, a hiperbólica e a potencial, que serão abordadas na sequência.

2.12.2. Função logarítmica

Foi determinado com base em dados experimentais de nove anos para uma profundidade de trinta metros. O recalque medido foi aproximado pela seguinte relação logarítmica:

$$\rho = \frac{dS}{dt} = m' - n' \cdot \log t \quad (2.5a)$$

Onde:

ρ = taxa de recalque no tempo;

S = recalque observado em determinado intervalo de tempo, $S = S_i - S_0$;

t = tempo que ocorreu o recalque observado, $t = t_i - t_0$;

m' = constante empírica; e

n' = constante empírica.

Integrando-se matematicamente a Equação 2.5a, obtém-se diretamente o recalque em relação ao logaritmo do tempo, dado pela Equação 2.5b.

$$S = m + n.\log t \quad (2.5b)$$

Onde as constantes m e n continuam sendo definidas empiricamente.

2.12.3. Função potencial

A relação empírica baseada na função potencial é dada por:

$$\rho = \frac{dS}{dt} = \frac{p'}{t^{q'}} \quad (2.6a)$$

Onde:

ρ = taxa de recalque no tempo;

S = recalque observado em determinado intervalo de tempo, $S = S_i - S_0$;

t = tempo que ocorreu o recalque observado, $t = t_i - t_0$;

p' = constante empírica; e

q' = constante empírica.

Integrando-se matematicamente a Equação 2.6a, tem-se:

$$S = p.t^q \quad (2.6b)$$

Onde que p e q continuam sendo constantes empíricas.

2.12.4. Função hiperbólica

Segundo Qian et al. (2002) a função hiperbólica foi utilizada com sucesso na aproximação das deformações em aterramentos de solos fofos e em simulação de resultados de testes triaxiais. Para o recalque de RSU a equação hiperbólica equivalente é a Equação 2.7 (LING et al., 1998):

$$S = \frac{t}{1/\rho_0 + t/S_{ult}} \quad (2.7a)$$

Onde:

S = recalque observado em determinado intervalo de tempo, $S = S_i - S_0$;

t = tempo que ocorreu o recalque observado, $t = t_i - t_0$;

ρ_0 = taxa inicial de recalque, quando $t = t_0$; e

S_{ult} = recalque último, quando $t \rightarrow \infty$.

Os parâmetros ρ_0 e S_{ult} podem ser determinados plotando-se t/S por t , modificando-se a Equação 2.7a para uma regressão linear dada por:

$$\frac{t}{S} = \frac{1}{\rho_0} + \frac{t}{S_{ult}} \quad (2.7b)$$

Assim, os coeficientes linear e angular da reta fornecerão os parâmetros ρ_0 e S_{ult} , respectivamente.

2.12.5. Modelos recentes

Simões (2000) desenvolveu um modelo unidimensional para obtenção das deformações de RSU ao longo do tempo, através de três fatores: (a) recalque por carregamento, (b) recalque devido ao comportamento viscoso dos RSU e (c) recalque devido ao processo de biodegradação. Os fatores (a) e (b) possuem a formulação clássica desenvolvida por Sowers (1973). A componente biológica por sua vez foi considerada a partir de um decaimento exponencial de primeira ordem da massa ao longo do tempo, obtido com base na equação de geração de metano de *Scholl Canyon*.

Machado et al. (2002) desenvolveram um modelo de previsão do comportamento mecânico dos RSU, utilizando para isso o modelo elasto-plástico baseado na equação hiperbólica. Machado et al. (2008) incluíram o processo de biodegradação na deformação dos resíduos, através da variação das

características do material e da variação da massa de matéria orgânica ao longo do tempo. A variação da massa foi relacionada indiretamente com o potencial de geração de gases através de uma equação de decaimento de primeira ordem.

Marques et al. (2003) propuseram um método que estima as deformações através de três formas de recalque conhecidas, (a) resposta imediata ao carregamento, (b) compressão secundária e (c) compressão dependente do tempo de biodegradação, não sendo considerado o recalque por consolidação ou primário. Para as estimativas dos recalques imediato e secundário foram utilizados modelos tradicionais modificados para se obter a relação com o tempo. Já o recalque devido à biodegradação considerado foi uma relação de decaimento exponencial. Tomou-se com base informações do aterro sanitário de Bandeirantes/SP para calibração dos parâmetros de compressão. Neste caso não há qualquer relação com os processos de geração de gases líquidos.

Durmusoglu et al. (2005) propuseram um modelo que considera o processo de biodegradação através de uma relação estequiométrica geral, com a presença das fases sólido, líquido e gás. O gás gerado é considerado essencialmente como o metano (CH_4) e o gás carbônico (CO_2) e sofre um decaimento exponencial com o tempo. Foram considerados também os fluxos de gases e líquidos, representados pela Lei de Darcy e pela equação de Kozeny-Carman, respectivamente. Já para representar as deformações dos RSU foi considerada a relação viscoelástica de Maxwell. Aplicando-se o modelo pelo método dos elementos finitos, os autores concluíram que a geração de gás influencia nas pressões de gás e líquidos assim como em diversos parâmetros, como porosidade, tensões totais e permeabilidade. A partir de simulações matemáticas foram obtidos resultados de deformações verticais de 27%.

Hettiarachchi et al. (2007) consideraram a geração e o fluxo dos gases, pela Lei de Darcy, e os relacionaram com as deformações dos RSU através do balanço de massas. Os resíduos foram separados em quatro camadas de acordo com sua biodegradabilidade, o que mostra uma flexibilidade interessante, pois o RSU possui diferentes composições para cada região. O processo de biodegradação é representado pela equação de decaimento de primeira ordem. Hettiarachchi et al. (2009) melhoraram o modelo anterior com a inclusão da

variação de umidade a partir das equações de Richards e de Van Genuchten, mas ainda desconsidera a geração dos líquidos, não havendo um balanço completo das massas.

3. REFERENCIAL TEÓRICO

3.1. Processo de geração de gás devido à biodegradação

Como o objetivo principal deste trabalho é o desenvolvimento de um modelo para estimativa do comportamento mecânico dos resíduos em aterros sanitários, deve-se conhecer profundamente todos os fatores que influenciam este comportamento.

Neste contexto, o processo de biodegradação dos RSU tem papel fundamental, pois sua composição é heterogênea e peculiar, se comparado a outros materiais geotécnicos conhecidos.

A geração do biogás em aterros sanitários é estritamente relacionada à biodegradação da matéria orgânica. O gás metano é o principal produto da biodigestão realizada pelas bactérias anaeróbias e facultativas, sendo que as primeiras realizam a biodigestão sem o oxigênio e as outras realizam a biodigestão com ou sem o oxigênio proveniente de ligações químicas, já que não há a presença do oxigênio no estado gasoso. Isto porque o oxigênio gasoso é todo consumido na fase aeróbia da decomposição que ocorre nos primeiros meses, logo após a deposição do resíduo.

O metano gerado em aterros possui um poder calorífico de aproximadamente 8500 kcal/m³ (PECORA et al., 2008) o que o torna uma fonte de energia alternativa interessante.

Técnicas como a recirculação de chorume têm sido empregadas como forma de aceleração do processo de degradação e, conseqüentemente, da geração do metano como afirmam Benson et al. (2007) e Jianguo et al. (2007). No presente trabalho são abordadas algumas questões que envolvem a geração de gás e de líquidos com a utilização deste método.

Devido ao elevado custo de implantação e operação de um sistema eficiente de drenagem, purificação e geração de energia, os operadores de aterro contratam estudos de viabilidade econômica para implantação de tais

sistemas. Estes estudos, em geral, são realizados utilizando modelos matemáticos para previsão da geração de biogás em aterros sanitários.

3.2. Modelo Unificado de Geração de Gás (MUG²)

Para o desenvolvimento de um modelo que estime a geração de gases devido à biodegradação da matéria orgânica é necessário conhecer como a atividade microbiana consome este material. Assim, tomou-se como base um experimento conhecido, realizado por Monod, onde foi observado como uma população bacteriana (microbiota) específica se desenvolve a partir de condições ótimas, ou seja, sem condições limitantes ao seu crescimento. Essas condições são a temperatura, pH, umidade, entre outros. Monod observou que o crescimento populacional é exponencial a partir da seguinte dedução matemática:

$$\frac{dB}{dt} = \mu_c B \quad (3.1a)$$

$$\int_{B_0}^{B_t} \frac{dB}{B} = \mu_c \int_{t_m}^t dt \quad (3.1b)$$

$$\ln[B]_{B_0}^{B_t} = \mu_c t|_{t_m}^t \quad (3.1c)$$

$$\ln\left[\frac{B_t}{B_0}\right] = \mu_c (t - t_m) \quad (3.1d)$$

$$\frac{B_t}{B_0} = e^{\mu_c (t - t_m)} \quad (3.1e)$$

Onde:

B_t é a concentração bacteriana no tempo t (mg/L);

B_0 é a concentração bacteriana inicial (mg/L);

μ_c é a constante de crescimento bacteriano também conhecida como constante de Monod (hora⁻¹); e

t_m é o tempo inicial para desenvolvimento da microbiota.

Assim, a Equação 3.1e representa o crescimento bacteriano em condições ambientais ótimas ou o *crescimento da atividade bacteriana* (Ω_c). Com isso, a Equação 3.1e pode ser escrita pela Equação 3.1f:

$$\Omega_c = e^{\mu_c(t-t_m)} \quad (3.1f)$$

Sabe-se que dificilmente as condições ambientais para o desenvolvimento da microbiota são ótimas, ainda mais quando se trata de depósitos de resíduos, onde a heterogeneidade do material é muito grande e o controle operacional pode ser dificultado pelas condições hidrológicas da região, pela dimensão das células de lixo, questões político-econômicas, além de outros fatores.

Além disso, a matéria orgânica potencialmente biodegradável é depositada em certa quantidade finita em aterros e com o passar do tempo esta fonte de alimento para a microbiota será esgotada.

Levando em conta todos esses fatores é necessário se obter uma equação que relacione o decrescimento da microbiota com o tempo. De maneira análoga à equação de crescimento bacteriano, o decaimento populacional pode ser obtido pela seguinte relação:

$$\frac{dB}{dt} = -\mu_d B \quad (3.2a)$$

$$\int_{B_0}^{B_t} \frac{dB}{B} = -\mu_d \int_{t_m}^t dt \quad (3.2b)$$

$$\ln[B]_{B_0}^{B_t} = -\mu_d t \Big|_{t_m}^t \quad (3.2c)$$

$$\ln \left[\frac{B_t}{B_0} \right] = -\mu_d (t - t_m) \quad (3.2d)$$

$$\frac{B_t}{B_0} = e^{-\mu_d(t-t_m)} \quad (3.2e)$$

$$\Omega_d = e^{-\mu_d(t-t_m)} \quad (3.2f)$$

Onde:

μ_d é a constante de decrescimento bacteriano (hora^{-1}); e

Ω_c é o decrescimento da atividade bacteriana.

Assim, o comportamento geral da atividade bacteriana (Ω) em um meio qualquer dependerá do somatório dos dois processos definidos anteriormente, para o crescimento e o decrescimento da microbiota, definidas pelas Equações 3.1f e 3.2f. Matematicamente, tem-se:

$$\Omega = \Omega_c + \Omega_d \quad (3.3a)$$

$$\Omega = e^{\mu_c(t-t_m)} + e^{-\mu_d(t-t_m)} \quad (3.3b)$$

A Equação 3.3b representa a resultante do crescimento e decrescimento da atividade bacteriana, que dependerão de suas respectivas constantes para definir a taxa de desenvolvimento da população no tempo, considerando determinadas condições ambientais.

Em um aterro sanitário existem diversas espécies de bactérias competindo por substratos, o que torna a representação do processo de biodegradação muito complexo. Essas diferentes espécies competem entre si e/ou estão presentes em determinadas fases que podem ocorrer simultaneamente ou não. Por esse motivo é importante observar que o experimento de Monod foi realizado para uma espécie de bactéria, obtendo-se as constantes μ_c e μ_d para um caso particular. Como alternativa a esta limitação Habitzreuter (2005) considerou uma taxa média para o crescimento e uma taxa média para o decrescimento da microbiota representadas por k_c e k_d , respectivamente. Esses novos parâmetros assumem que existem diversos tipos de bactérias sujeitas um meio qualquer, que quando somadas fornecem um resultado médio do comportamento de toda a microbiota. Matematicamente esses parâmetros são representados da seguinte maneira:

$$k_c = \frac{\sum_{i=1}^n \mu_{ci}}{n} \quad (3.4a)$$

$$k_d = \frac{\sum_{i=1}^n \mu_{di}}{n} \quad (3.4b)$$

Onde:

k_c é a taxa média de crescimento bacteriano; e

k_d é a taxa média de decrescimento bacteriano.

Dessa maneira, tem-se que a dinâmica da microbiota como um todo pode ser representada pela Equação 3.5.

$$\Omega = \exp[k_c(t - t_m)] + \exp[-k_d(t - t_m)] \quad (3.5)$$

O processo de biodegradação em resíduos pode ser entendido, em escala macroscópica, como um conjunto de substâncias disponíveis para o desenvolvimento da microbiota, que é composta por diversas espécies de bactérias.

Habitzreuter (2005) assume que o processo de biodegradação (PB) dependerá da quantidade de matéria orgânica potencialmente biodegradável (M_{MO}) e da população da microbiota (Ω). Matematicamente, isto é representado por:

$$PB = \frac{M_o}{\Omega} \quad (3.6a)$$

$$PB = \frac{M_{MO}}{\exp[k_c(t - t_m)] + \exp[-k_d(t - t_m)]} \quad (3.6b)$$

Onde PB é a função descritiva do processo de biodegradação.

Pela Equação 3.6b, verifica-se que à medida que ocorre o crescimento da atividade bacteriana, a disponibilidade de matéria orgânica decresce. Como um

aterro sanitário possui um volume de controle definido não há a reposição desse substrato e, conseqüentemente, a longo prazo haverá escassez deste recurso. Enquanto o meio for favorável ao crescimento bacteriano, a tendência ocorrerá conforme a Equação 3.1f. A partir o momento em que o substrato não for mais suficiente para manter a competição entre as bactérias, iniciará o processo de decrescimento da microbiota, de acordo com a Equação 3.2f.

Habitzreuter (2005) verificou que o modelo possui a versatilidade de poder ser aplicado a qualquer tempo ou nível do processo de biodegradação. Além disso, este modelo pode tanto representar o processo de biodegradação em escala de campo quanto em escala laboratorial. Para isso, foram introduzidos fatores de escala, α_1 e α_2 , na Equação 3.6b, multiplicados ao tempo t para relacionar o tempo em escala de campo com o tempo em escala laboratorial. Com isso, tem-se a Equação 3.6c:

$$PB = \frac{M_{MO}}{\exp[k_c(\alpha_1 t - t_m)] + \exp[-k_d(\alpha_2 t - t_m)]} \quad (3.6c)$$

Esses fatores são necessários devido à variabilidade com que a biodegradação ocorre em escala de campo, pois condições climáticas, modo de operação do aterro e diferentes composições dos resíduos podem alterar significativamente a atividade bacteriana.

Sabe-se que a variação da função PB que representa o processo de biodegradação está diretamente relacionada à geração dos gases, pois estes são produtos da síntese das próprias bactérias e dependem do desenvolvimento delas para serem gerados.

Assim, Habitzreuter (2005), considerando um volume infinitesimal de resíduos definiu a taxa de geração de gás pela Equação 3.7:

$$\frac{\partial V_g}{\partial t} = k_g PB \quad (3.7a)$$

Onde:

V_g é o volume de gás gerado;

k_g é a constante de geração de gás; e

PB é a função que representa o processo de biodegradação.

Substituindo a Equação 3.6c em 3.7a, tem-se:

$$\frac{\partial V_g}{\partial t} = k_g \frac{M_{MO}}{\exp[k_c(\alpha_1 t - t_m)] + \exp[-k_d(\alpha_2 t - t_m)]} \quad (3.7b)$$

A Equação 3.7b representa a taxa de geração de gás proveniente do processo de biodegradação dos resíduos em função do tempo. Analisando a equação resultante, verifica-se que os fatores k_g , k_c , k_d , α_1 e α_2 deverão ser obtidos através de calibrações, com base em dados experimentais de geração de gás. Dados esses, que podem ser tanto de medições em escala de campo, quanto de medições em escala laboratorial.

Para a previsão da geração de gases em aterros sanitários, faz-se necessário um ensaio laboratorial para medição do volume de gás gerado, simulando condições semelhantes às encontradas no campo, como temperatura, composição e condições de deposição dos resíduos, umidade, entre outros. Através deste experimento será possível realizar a calibração da curva de geração de gás em escala laboratorial e verificar quais serão as magnitudes dos cinco fatores citados anteriormente.

O modelo matemático desenvolvido por Habitzreuter (2005) denominado Modelo Unificado de Geração de Gás (MUG²) também pode ser escrito como:

$$g(t) = k_g \frac{M_{MO}}{\{\exp[k_c(\alpha_1 t - t_m)] + \exp[-k_d(\alpha_2 t - t_m)]\}} \quad (3.7c)$$

Onde $g(t)$ é a função que representa o processo de geração do gás.

Os fatores k_c e k_d representam o crescimento e decrescimento da taxa de geração do gás, definidos na calibração do modelo com base em dados

publicados por El Fadel et al. (1996), Haarstrick et al. (2001), Lay et al. (1998), Meima et al. (2008) e Otsuka e Dell'Avanzi (2008; 2009). Os fatores α_1 e α_2 são empregados para se relacionar características de campo e de laboratório. K_g é o fator de geração de gás definido na calibração do modelo, baseando-se nos dados obtidos por Lay et al. (1998). t_m é o tempo médio para o desenvolvimento do processo de biodegradação da matéria orgânica. M_{MO} é a massa potencialmente metanogênica submetida ao processo de biodegradação. V_g é a quantidade em volume de gás gerado e $g(t)$ é a função de geração de gás.

3.3. MUG² adaptado à geração de líquidos

O chorume é um efluente complexo gerado no processo de biodegradação dos aterros sanitários. Ele pode ser composto por ácidos orgânicos, substâncias húmicas, solventes, alcoóis, fenóis, compostos aromáticos, pesticidas, metais potencialmente tóxicos e outros íons.

A composição deste percolado pode variar de acordo com o solo utilizado na construção do aterro, composição dos resíduos depositados, aspectos hidrológicos da região e idade do aterro. Com isso, o percolado tem alto potencial poluente, com composição química complexa e variável, principalmente devido às características físico-químicas dos resíduos.

Em geral, na fase de projeto de um aterro sanitário o sistema de drenagem e as lagoas de tratamento são construídos considerando uma geração de percolado a partir do volume de água que infiltra na massa de resíduos devido à precipitação. No presente trabalho, considera-se apenas o percolado gerado a partir do processo de biodegradação da MO.

Para estimativa da geração de líquidos a partir da decomposição da massa de resíduos, Pinto (2008) adaptou o MUG², utilizado na geração de gás, para estimativa da geração de líquidos. Dessa forma, a equação para a geração de líquidos é dada por:

$$\frac{\partial V_l}{\partial t} = k_l \frac{M_{MO}}{\{\exp[k_e(\beta_1 t - t_m)] + \exp[-k_f(\beta_2 t - t_m)]\}} \quad (3.8a)$$

$$l(t) = k_l \frac{M_{MO}}{\{\exp[k_e(\beta_1 t - t_m)] + \exp[-k_f(\beta_2 t - t_m)]\}} \quad (3.8b)$$

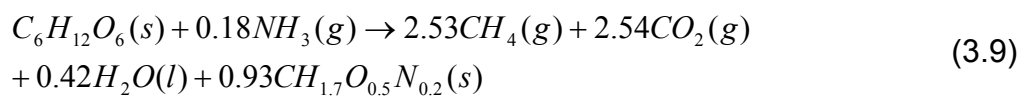
Onde k_l é a constante de geração de líquidos, k_e e k_f são as constantes de crescimento e decrescimento da atividade bacteriana, β_1 e β_2 são os fatores de escala, M_{MO} é a massa potencialmente metanogênica, V_l é o volume de líquido gerado e $l(t)$ é a função que representa a geração do líquido.

A utilização da equação matemática do MUG² também para a geração dos líquidos se deve ao fato que a origem desta função tem como base o processo de desenvolvimento de uma população bacteriana a partir do experimento realizado por Monod. Com isso, a equação matemática do MUG² não representa essencialmente a geração dos gases, mas sim o desenvolvimento da microbiota. Sabe-se que tanto os gases, como os líquidos são produtos da decomposição da matéria orgânica, por isso a utilização da mesma função matemática é válida.

3.4. Variação da massa de RSU devido ao processo de biodegradação

3.4.1. Relação estequiométrica para geração de gases e líquidos

Utilizando equações estequiométricas que relacionam as gerações de biogás e de líquidos através da biodegradação da matéria orgânica, Pinto (2008) desenvolveu um modelo matemático que relaciona esses processos com a variação da massa total em um aterro sanitário. Este modelo foi desenvolvido por meio do balanço estequiométrico apresentada por Dominguez et al. (2004):



Dominguez et al. (2004) considerou que 90% da massa orgânica contida nos RSU é composta por polímeros de glicose, representados por $C_6H_{12}O_6$, que é um composto mais simples, também obtido pela reação de diferentes elementos, que compõe a maior parcela da matéria orgânica, como a degradação aeróbia de proteínas. Já a fonte de nitrogênio é dada pelo elemento NH_3 , no estado gasoso.

Assim, a Equação 3.9 representa o processo de biodegradação de forma geral, pelo consumo da matéria orgânica sólida ($C_6H_{12}O_6$) para produção de um resíduo do processo em estado sólido ($CH_{1.7}O_{0.5}N_{0.2}$) e subprodutos do metabolismo bacteriano (CO_2 e CH_4 em estados gasosos e H_2O líquida). É importante observar que o processo não ocorre diretamente através da relação dada acima, pois existem etapas intermediárias para se obter tais produtos. Por isso, esta relação estequiométrica é dita como equação geral ou simplificada.

3.4.2. Modelagem matemática da equação de Dominguez

A parte correspondente aos reagentes da equação é dada por:



O termo $CH_{1.7}O_{0.5}N_{0.2}$ representa a biomassa sólida após o processo de biodegradação, ou seja, é um resíduo do processo. Para se determinar a massa de matéria orgânica (M_{MO}) já biodegradada tem-se:

$$\left[M_{C_6H_{12}O_6} + 0.18M_{NH_3} \right] \propto M_{MO} \quad (3.10b)$$

$$\left[(6 \times 12 + 1 \times 12 + 6 \times 16) + 0.18(1 \times 14 + 3 \times 1) \right] M_{MO} = 183.06 M_{MO} \quad (3.10c)$$

A estequiometria foi transformada de mol para massa molar para cada composto ($C_6H_{12}O_6$ e NH_3).

Considerando que o biogás gerado é composto em sua maior parte por metano e dióxido de carbono, assume-se que a geração do biogás é dada por:

$$\left[2.53M_{CH_4} + 2.54M_{CO_2} \right] \propto M_B \quad (3.10d)$$

$$\left[2.53(1 \times 12 + 4 \times 1) + 2.54(1 \times 12 + 2 \times 16) \right] M_B = 152.2M_B \quad (3.10e)$$

A Equação 3.10e é uma aproximação, pois a transformação de uma equação química em uma equação matemática nem sempre é possível.

Considera-se também que a água gerada no sistema é a mesma produzida na reação química.

$$\left[0.42H_2O \right] \propto M_L \quad (3.10f)$$

$$\left[0.42(2 \times 1 + 1 \times 16) \right] M_L \propto 7.56M_L \quad (3.10g)$$

Como nas equações de aproximação da massa de biogases, a equação que representa a geração da água também foi convertida em massa molar do composto, dada pela Equação 3.10g.

A partir das considerações acima e do modelo proposto por Dominguez et al. (2004), substituem-se as Equações 3.10c, 3.10e e 3.10g em 3.9:

$$183.06M_{MO} = 7.56M_L + 152.1M_B \quad (3.11a)$$

Sabendo que a reação depende do tempo, tem-se:

$$183.06M_{MO}(t) = 7.56M_L(t) + 152.1M_B(t) \quad (3.11b)$$

Assim, a Equação 3.11b relaciona a geração de biogás e líquidos com a massa potencialmente biodegradável.

3.4.3. Variação da massa total de RSU ao longo do tempo

Através das equações definidas na seção anterior e da equação do peso específico, pode-se obter a variação de massa do biogás (M_B) e do líquido (M_L).

$$M_B(t) = \gamma_g \cdot k_g \cdot M_{MO_0} \cdot g(t) \quad (3.12a)$$

$$M_L(t) = \gamma_L \cdot k_L \cdot M_{MO_0} \cdot l(t) \quad (3.12b)$$

Para se relacionar as Equações 3.12a e 3.12b utiliza-se a Equação (3.11b) obtida na seção anterior. Assim, tem-se um sistema com três equações e três incógnitas, que será resolvido pela forma matricial:

$$\begin{pmatrix} \gamma_g \cdot k_g \cdot M_{MO_0} & 0 \\ 0 & \gamma_L \cdot k_L \cdot M_{MO_0} \\ 0.0413\gamma_g \cdot k_g \cdot M_{MO_0} & 0.831\gamma_L \cdot k_L \cdot M_{MO_0} \end{pmatrix} \begin{pmatrix} g(t) \\ l(t) \end{pmatrix} = \begin{pmatrix} M_B(t) \\ M_L(t) \\ M_{MO}(t) \end{pmatrix} \quad (3.13a)$$

A partir da resolução do sistema dado pela Equação 3.13a, matematicamente tem-se a variação da massa de matéria orgânica:

$$M_{MO}(t) = 0.0413\gamma_g \cdot k_g \cdot M_{MO_0} \cdot g(t) + 0.831\gamma_L \cdot k_L \cdot M_{MO_0} \cdot l(t) \quad (3.13b)$$

Considerando que a massa total do sistema é a massa inicial menos a massa que foi biodegradada, tem-se que:

$$M_{tot}(t) = M_{tot_0} - M_{MO}(t) \quad (3.13c)$$

Substituindo (3.13b) em (3.13c):

$$M_{tot}(t) = M_{tot_0} - \sum_{t=0}^{t=\infty} [0.0413 \cdot \gamma_g \cdot k_g \cdot M_{MO_0} \cdot g(t) + 0.831 \cdot \gamma_L \cdot k_L \cdot M_{MO_0} \cdot l(t)] \quad (3.13d)$$

A Equação 3.13d será utilizada para representar a variação da massa total de RSU ao longo do tempo. Observa-se que a equação pode ser atrelada às funções de geração de gás e de líquidos apresentadas pelas Equações 3.7c e 3.8b. Com base nesta relação, pretende-se encontrar o comportamento da variação da massa total em aterros sanitários através das gerações de biogás e líquidos. Posteriormente, a variação da massa total deverá ser relacionada com o comportamento tensão x deformação.

3.5. Desenvolvimento do modelo hiperbólico para estimativa do comportamento mecânico de RSU

O modelo hiperbólico funciona de maneira adequada para o estudo do comportamento geomecânico em solos, quando estes são normalmente adensados. Este modelo não é capaz de distinguir o comportamento elástico do comportamento plástico do material, visto que a equação da hipérbole é tomada como base para o cálculo. Assim, também não é possível identificar picos de resistência (FIGURA 3.1). O modelo hiperbólico foi escolhido devido às características descritas acima, visto que os resultados de ensaios tensão x deformação dos RSU obtidos na literatura não apresentam picos de resistência.

Algumas vezes não é possível se determinar a tensão última de resistência em ensaios envolvendo RSU, pois estes, muitas vezes, se comportam como colóides, que dificilmente rompem à medida que são aplicadas as tensões desviadoras. Este comportamento é ocasionado pela quantidade de matéria orgânica presente na mistura, que não tem características de um corpo rígido, pois à medida que são aplicadas tensões ocorrem deformações sem que haja o rompimento, como se observou nos resultados apresentados por Carvalho (1999) e Nascimento (2007; 2008).

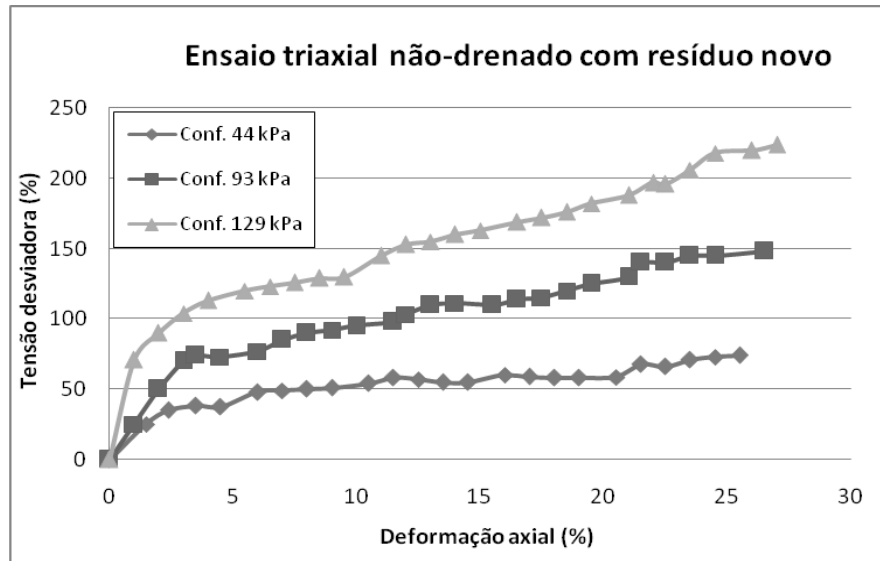


Figura 3.1. Comportamento tensão x deformação para RSU novo (NASCIMENTO et al., 2008).

O modelo hiperbólico é dado pela seguinte equação:

$$\sigma = \frac{\varepsilon}{a + b\varepsilon} \quad (3.14)$$

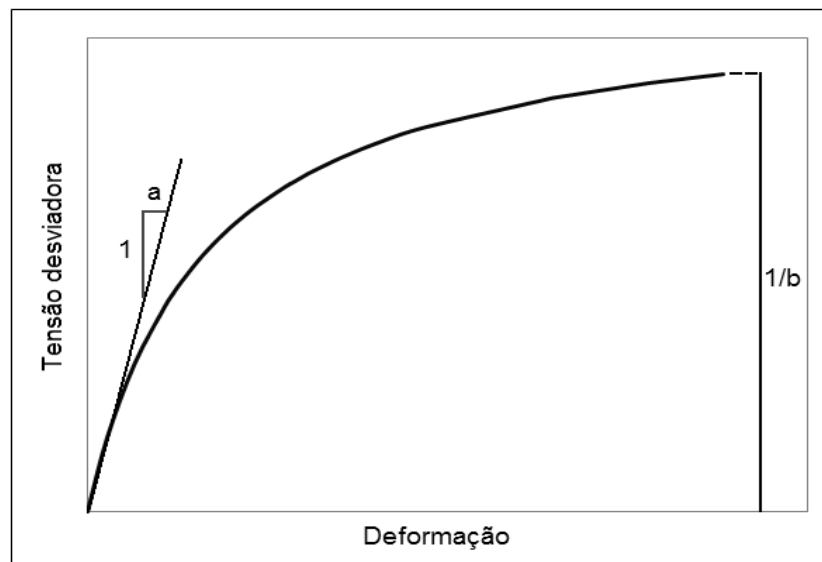


Figura 3.2. Exemplo de uma curva obtida pela da implementação do modelo hiperbólico.

Onde:

$1/a$ é o módulo da tangente inicial (E_i);

$1/b$ é a tensão última de resistência (σ_{ult}), que pode ser relacionada com a tensão de resistência de um ensaio de compressão triaxial em solos (S), conforme Figura 3.3.

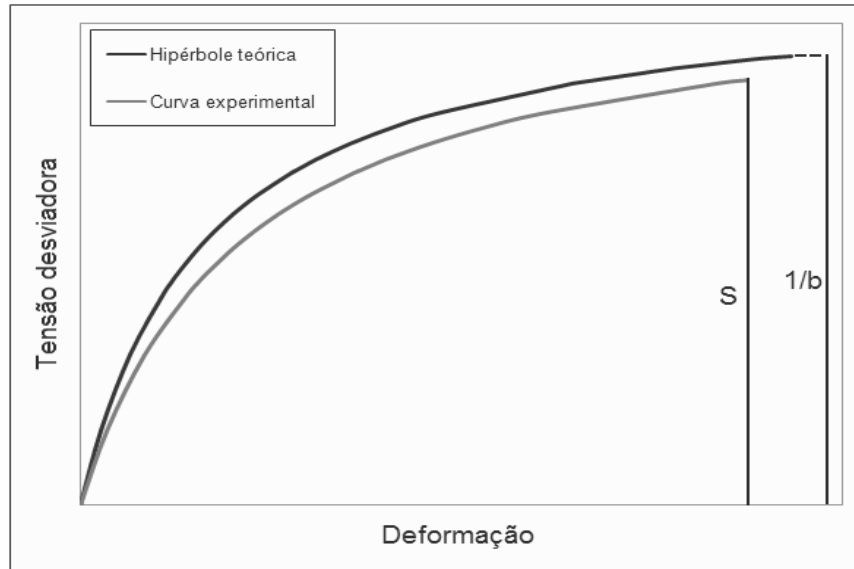


Figura 3.3. Relação entre a hipérbole teórica e a curva experimental de um ensaio de compressão triaxial em solos.

A curva experimental apresentada na Figura 3.3 representa o comportamento típico tensão x deformação de um ensaio triaxial. Como é observado, a curva tende a se posicionar abaixo da hipérbole teórica. Com isso, é possível relacionar o pico de resistência do ensaio triaxial (S) com a tensão última de resistência da hipérbole teórica ($1/b$) através da Razão de Ruptura, ou seja, a razão entre curva experimental e curva teórica, dada por:

$$R_f = \frac{S}{1/b} = S \cdot b \quad (3.15)$$

Duncan e Chang (1970) verificaram que esta Razão de Ruptura possui uma faixa de variação entre 0,75 e 1,00, para diferentes tipos de solos, sendo independente da tensão de confinamento submetida.

O pico de resistência depende da tensão de confinamento (σ_3), sob a qual a amostra estará submetida. Consequentemente é preciso se conhecer a relação entre o pico de resistência (S) e a tensão de confinamento (σ_3). Esta relação é obtida através do critério de ruptura de Mohr-Coulomb apresentado na Figura 3.4.

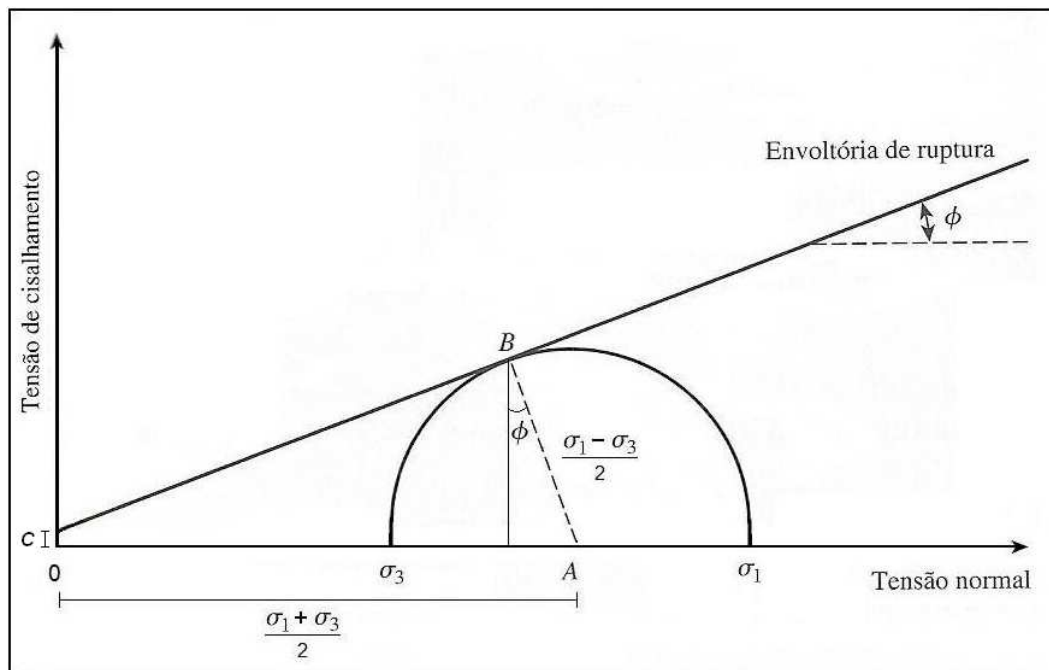


Figura 3.4. Critério de ruptura de Mohr-Coulomb.

Sendo a equação da envoltória de ruptura dada por:

$$\tau = c + \sigma \cdot \tan \phi \quad (3.16)$$

Onde:

τ é a tensão de cisalhamento;

σ é a tensão normal;

c é a coesão do solo, dada pela intersecção da envoltória de ruptura e o eixo da tensão de cisalhamento;

ϕ é o ângulo de atrito interno do solo.

Através da Figura 3.4, é possível encontrar o valor da tensão de cisalhamento (τ) e da tensão normal (σ) do ponto B, a partir das coordenadas do ponto A e o raio do círculo de Mohr.

Coordenadas do ponto B:

$$\tau = \frac{\sigma_1 - \sigma_3}{2} \cdot \cos \phi \quad (3.17)$$

$$\sigma = \frac{\sigma_1 + \sigma_3}{2} - \frac{\sigma_1 - \sigma_3}{2} \cdot \sin \phi \quad (3.18)$$

Substituindo as Equações 3.17 e 3.18 na equação da envoltória de ruptura (3.16), tem-se:

$$\left(\frac{\sigma_1 - \sigma_3}{2} \right) \cdot \cos \phi = c + \left(\frac{\sigma_1 + \sigma_3}{2} - \frac{\sigma_1 - \sigma_3}{2} \cdot \sin \phi \right) \cdot \tan \phi \quad (3.19a)$$

$$\left(\frac{\sigma_1 - \sigma_3}{2} \right) \cdot \cos \phi = c + \left(\frac{\sigma_1 + \sigma_3}{2} \right) \cdot \tan \phi - \left(\frac{\sigma_1 - \sigma_3}{2} \right) \cdot \sin \phi \cdot \tan \phi \quad (3.19b)$$

$$\left(\frac{\sigma_1 - \sigma_3}{2} \right) \cdot \cos \phi + \left(\frac{\sigma_1 - \sigma_3}{2} \right) \cdot \sin \phi \cdot \tan \phi = c + \left(\frac{\sigma_1 + \sigma_3}{2} \right) \cdot \tan \phi \quad (3.19c)$$

$$\left(\frac{\sigma_1 - \sigma_3}{2} \right) \cdot (\cos \phi + \sin \phi \cdot \tan \phi) = c + \left(\frac{\sigma_1 + \sigma_3}{2} \right) \cdot \tan \phi \quad (3.19d)$$

$$(\sigma_1 - \sigma_3) \cdot (\cos \phi + \sin \phi \cdot \tan \phi) = 2c + (\sigma_1 + \sigma_3) \cdot \tan \phi \quad (3.19e)$$

$$\begin{aligned} \sigma_1 \cdot \cos \phi + \sigma_1 \cdot \sin \phi \cdot \tan \phi - \sigma_3 \cdot \cos \phi - \sigma_3 \cdot \sin \phi \cdot \tan \phi \\ = 2c + \sigma_1 \cdot \tan \phi + \sigma_3 \cdot \tan \phi \end{aligned} \quad (3.19f)$$

$$\sigma_1 \cdot \cos \phi - \sigma_1 \cdot \tan \phi \cdot (1 - \sin \phi) - \sigma_3 \cdot \cos \phi - \sigma_3 \cdot \tan \phi \cdot (\sin \phi + 1) = 2c \quad (3.19g)$$

Multiplicando-se a Equação 3.19g por $\cos \phi$:

$$\sigma_1 \cdot \cos^2 \phi - \sigma_1 \cdot \sin \phi \cdot (1 - \sin \phi) - \sigma_3 \cdot \cos^2 \phi - \sigma_3 \cdot \sin \phi \cdot (\sin \phi + 1) = 2c \cdot \cos \phi \quad (3.20a)$$

$$\sigma_1 \cdot (1 - \sin^2 \phi) - \sigma_1 \cdot (\sin \phi - \sin^2 \phi) - \sigma_3 \cdot (1 - \sin^2 \phi) - \sigma_3 \cdot (\sin^2 \phi + \sin \phi) = 2c \cdot \cos \phi \quad (3.20b)$$

$$\sigma_1 - \sigma_1 \cdot \sin \phi - \sigma_3 - \sigma_3 \cdot \sin \phi = 2c \cdot \cos \phi \quad (3.20c)$$

$$\sigma_1 \cdot (1 - \sin \phi) - \sigma_3 \cdot (1 + \sin \phi) = 2c \cdot \cos \phi \quad (3.20d)$$

Isola-se σ_1 e subtraem-se ambas as partes da equação por σ_3 :

$$\sigma_1 - \sigma_3 = \frac{2c \cdot \cos \phi}{1 - \sin \phi} + \frac{\sigma_3}{1 - \sin \phi} + \frac{\sigma_3 \cdot \sin \phi}{1 - \sin \phi} - \sigma_3 \quad (3.21a)$$

$$\sigma_1 - \sigma_3 = \frac{2c \cdot \cos \phi}{1 - \sin \phi} + \frac{\sigma_3}{1 - \sin \phi} \cdot (1 - (1 - \sin \phi) + \sin \phi) \quad (3.21b)$$

$$\sigma_1 - \sigma_3 = \frac{2c \cdot \cos \phi}{1 - \sin \phi} + \frac{2\sigma_3 \cdot \sin \phi}{1 - \sin \phi} \quad (3.21c)$$

Considerando que a resistência de pico S é dada por:

$$\sigma_1 - \sigma_3 = \sigma_{d, \max} = S \quad (3.22)$$

Onde:

$\sigma_{d, \max}$ é a tensão desviadora máxima ou tensão máxima de resistência.

Obtém-se a equação final que relaciona o pico de resistência e a tensão de confinamento:

$$S = \frac{2c \cdot \cos \phi + 2\sigma_3 \cdot \sin \phi}{1 - \sin \phi} \quad (3.23)$$

Além da determinação de uma relação entre o pico de resistência (S) e a tensão confinante (σ_3), necessita-se conhecer uma relação entre o módulo da tangente inicial ($1/a$) e a tensão confinante. Esta relação foi desenvolvida empiricamente por Janbu (1963), sendo apresentada pela seguinte equação:

$$Ei = k \cdot P_0 \cdot \left(\frac{\sigma_3}{P_0} \right)^n \quad (3.24)$$

Onde:

Ei é o módulo da tangente inicial;

k e n são os parâmetros adimensionais da equação de Janbu;

P_0 é a pressão de referência.

Para o entendimento do comportamento tensão x deformação ao longo do tempo é necessário se conhecer a variação do modelo hiperbólico em relação ao tempo. Com isso, modelo hiperbólico tradicional (Equação 3.14) foi derivado em relação ao tempo e apresentado nos passos seguintes:

$$\frac{\partial \sigma}{\partial \varepsilon} = \frac{\partial}{\partial \varepsilon} \left[\frac{\varepsilon}{a + b\varepsilon} \right] \Rightarrow \frac{\partial \sigma}{\partial \varepsilon} = \frac{(a + b\varepsilon) - b\varepsilon}{(a + b\varepsilon)^2} \Rightarrow \frac{\partial \sigma}{\partial \varepsilon} = \frac{a}{(a + b\varepsilon)^2} \quad (3.25a)$$

$$\text{Sabendo que } \varepsilon = \frac{a}{\frac{1}{\sigma} - b} \Rightarrow \varepsilon = \frac{a\sigma_d}{1 - b\sigma_d}$$

$$\frac{\partial \sigma}{\partial \varepsilon} = \frac{a}{\left(a + b \frac{a\sigma_d}{1 - b\sigma_d} \right)^2} \Rightarrow \frac{\partial \sigma}{\partial \varepsilon} = \frac{1}{a} (1 - b\sigma_d)^2 \quad (3.25b)$$

Considerando que o módulo tangente da curva hiperbólica (E_{tan}) igual a $\frac{\partial \sigma}{\partial \varepsilon}$, tem-se:

$$E \tan = \frac{1}{a} (1 - b \sigma_d)^2 \quad (3.25c)$$

Substituindo $1/a = Ei$ e $b = Rf / S$, tem-se a equação do módulo tangente:

$$E \tan = Ei \left(1 - \frac{Rf}{S} \sigma_d \right)^2 \quad (3.25d)$$

No entanto é necessária a obtenção da variação deste módulo tangente em relação ao tempo, pois uma das hipóteses do presente trabalho é exatamente a variação dos parâmetros de resistência em relação ao tempo, devido ao processo de biodegradação.

Com isso, a derivada da Equação (3.25d) foi obtida considerando como variáveis no tempo os parâmetros $Ei(t)$, dependente de $k(t)$ e $n(t)$, e S , que depende de $c(t)$ e $\varphi(t)$. Sendo que k , n , c e φ são determinados neste trabalho como funções do teor de matéria orgânica, sendo que esta é definida em relação ao tempo através da Equação 3.13d, obtida por Pinto (2008).

Matematicamente, tem-se a derivada do módulo tangente em relação ao tempo:

$$E \tan = Ei - 2 \frac{Ei}{S} Rf \cdot \sigma_d + \frac{Ei}{S^2} (Rf \cdot \sigma_d)^2 \quad (3.26a)$$

$$\frac{\partial E \tan}{\partial t} = \underbrace{\frac{\partial Ei}{\partial t}}_I - \underbrace{2 Rf \cdot \sigma_d \frac{\partial (Ei / S)}{\partial t}}_{II} + \underbrace{(Rf \cdot \sigma_d)^2 \frac{\partial (Ei / S^2)}{\partial t}}_{III} \quad (3.26b)$$

Substituindo Ei pela equação de Janbu $Ei = kP_0 \left(\frac{\sigma_3}{P_0} \right)^2$ e considerando σ_3 e

P_0 constantes no tempo, tem-se a dedução do termo I:

$$\frac{\partial Ei}{\partial t} = P_0 \frac{\partial}{\partial t} \left[k \left(\frac{\sigma_3}{P_0} \right)^n \right] \Rightarrow \frac{\partial Ei}{\partial t} = P_0 \left[\frac{\partial k}{\partial t} \left(\frac{\sigma_3}{P_0} \right)^n + k \cdot \frac{\partial}{\partial t} \left(\frac{\sigma_3}{P_0} \right)^n \right] \quad (3.27a)$$

$$\frac{\partial Ei}{\partial t} = P_0 \left[\frac{\partial k}{\partial t} \left(\frac{\sigma_3}{P_0} \right)^n + k \cdot \left(\frac{\sigma_3}{P_0} \right)^n \cdot \ln \left(\frac{\sigma_3}{P_0} \right) \cdot \frac{\partial n}{\partial t} \right] \quad (3.27b)$$

Aplicando a regra da cadeia nas derivadas de k e n em relação ao tempo, obtém-se o termo I :

Termo I:

$$\frac{\partial Ei}{\partial t} = P_0 \left[\frac{\partial k}{\partial Mo} \cdot \frac{\partial Mo}{\partial t} \left(\frac{\sigma_3}{P_0} \right)^n + k \cdot \left(\frac{\sigma_3}{P_0} \right)^n \cdot \ln \left(\frac{\sigma_3}{P_0} \right) \cdot \frac{\partial n}{\partial Mo} \cdot \frac{\partial Mo}{\partial t} \right] \quad (3.27c)$$

Para definição do termo II é utilizada a equação de S , obtida em 3.20.

$$-2Rf \cdot \sigma_d \frac{\left[S \frac{\overbrace{\partial Ei}^{Termo I}}{\partial t} - Ei \frac{\partial S}{\partial t} \right]}{S^2} = -\frac{2Rf \cdot \sigma_d}{S^2} \left[S \frac{\partial Ei}{\partial t} - Ei \frac{\partial}{\partial t} \left(\frac{2c \cdot \cos \varphi + 2\sigma_3 \cdot \sin \varphi}{1 - \sin \varphi} \right) \right] \quad (3.28a)$$

$$-\frac{2Rf \cdot \sigma_d}{S^2} \times \left\{ S \frac{\partial Ei}{\partial t} - Ei \left[\frac{\frac{\partial (2c \cdot \cos \varphi + 2\sigma_3 \cdot \sin \varphi)}{\partial t} \cdot (1 - \sin \varphi) - \frac{\partial (1 - \sin \varphi)}{\partial t} \cdot (2c \cdot \cos \varphi + 2\sigma_3 \cdot \sin \varphi)}{(1 - \sin \varphi)^2} \right] \right\} \quad (3.28b)$$

$$-\frac{2Rf \cdot \sigma_d}{S^2} \times \left\{ S \frac{\partial Ei}{\partial t} - Ei \left[\frac{\left(\frac{\partial(2c \cdot \cos \varphi)}{\partial t} + \frac{\partial(2\sigma_3 \cdot \sin \varphi)}{\partial t} \right) (1 - \sin \varphi) - \frac{\partial(1 - \sin \varphi)}{\partial t} (2c \cdot \cos \varphi + 2\sigma_3 \cdot \sin \varphi)}{(1 - \sin \varphi)^2} \right] \right\}$$

(3.28c)

$$-\frac{2Rf \cdot \sigma_d}{S^2} \times \left\{ S \frac{\partial Ei}{\partial t} - Ei \left[\frac{2 \left(\cos \varphi \frac{\partial c}{\partial t} - c \sin \varphi \frac{\partial \varphi}{\partial t} + \sigma_3 \cos \varphi \frac{\partial \varphi}{\partial t} \right) (1 - \sin \varphi) + \cos \varphi \frac{\partial \varphi}{\partial t} (2c \cdot \cos \varphi + 2\sigma_3 \cdot \sin \varphi)}{(1 - \sin \varphi)^2} \right] \right\}$$

(3.28d)

$$-\frac{2Rf \cdot \sigma_d}{S^2} \times \left\{ S \frac{\partial Ei}{\partial t} - Ei \left[\frac{2 \cdot \cos \varphi \left(\frac{\partial c}{\partial t} + \frac{\partial \varphi}{\partial t} (\sigma_3 - c \cdot \tan \varphi) \right) (1 - \sin \varphi)}{(1 - \sin \varphi) \cdot (1 - \sin \varphi)} + \frac{\cos \varphi \frac{\partial \varphi}{\partial t} (2c \cdot \cos \varphi + 2\sigma_3 \cdot \sin \varphi)}{(1 - \sin \varphi) \cdot (1 - \sin \varphi)} \right] \right\}$$

(3.28e)

$$-\frac{2Rf \cdot \sigma_d}{S^2} \left\{ S \frac{\partial Ei}{\partial t} - Ei \left[\frac{2 \cdot \cos \varphi \left(\frac{\partial c}{\partial t} + \frac{\partial \varphi}{\partial t} (\sigma_3 - c \cdot \tan \varphi) \right)}{(1 - \sin \varphi)} + \frac{\cos \varphi \frac{\partial \varphi}{\partial t} \cdot S}{(1 - \sin \varphi)} \right] \right\} \quad (3.28f)$$

Utiliza-se a regra da cadeia nas derivadas de c e φ em relação ao tempo, para se obter a relação entre esses parâmetros e o teor de matéria orgânica.

Termo II:

$$-\frac{2Rf \cdot \sigma_d}{S^2} \times \left\{ S \frac{\partial Ei}{\partial t} - Ei \left[\underbrace{\frac{2 \cdot \cos \varphi \left(\frac{\partial c}{\partial Mo} \cdot \frac{\partial Mo}{\partial t} + \frac{\partial \varphi}{\partial Mo} \cdot \frac{\partial Mo}{\partial t} (\sigma_3 - c \cdot \tan \varphi) \right)}_{\partial S / \partial t} + \frac{\cos \varphi \frac{\partial \varphi}{\partial Mo} \cdot \frac{\partial Mo}{\partial t} \cdot S}{(1 - \sin \varphi)} \right] \right\}$$

(3.28g)

Já o termo *III* é obtido através da seguinte dedução:

Termo III:

$$(Rf \cdot \sigma_d)^2 \frac{\partial(Ei / S^2)}{\partial t} = (Rf \cdot \sigma_d)^2 \frac{\left(S^2 \frac{\partial Ei}{\partial t} - Ei \frac{\partial S^2}{\partial t} \right)}{S^4} \quad (3.29a)$$

$$(Rf \cdot \sigma_d)^2 \frac{\left(S^2 \frac{\partial Ei}{\partial t} - Ei \cdot 2 \cdot S \frac{\partial S}{\partial t} \right)}{S^4} \quad (3.29b)$$

Sendo que $\frac{\partial Ei}{\partial t}$ é igual ao termo *I* e $\frac{\partial S}{\partial t}$ foi obtido no termo *II*. Com isso, a derivada do módulo tangente em relação ao tempo é dada pelo somatório dos termos *I*, *II* e *III*:

$$\frac{\partial E \tan}{\partial t} = I + II + III \quad (3.30a)$$

$$\begin{aligned}
\frac{\partial E \tan}{\partial t} = & P_0 \left[\frac{\partial k}{\partial Mo} \cdot \frac{\partial Mo}{\partial t} \left(\frac{\sigma_3}{P_0} \right)^n + k \left(\frac{\sigma_3}{P_0} \right)^n \cdot \ln \left(\frac{\sigma_3}{P_0} \right) \cdot \frac{\partial n}{\partial Mo} \cdot \frac{\partial Mo}{\partial t} \right] - \\
& \frac{2Rf \cdot \sigma_d}{S^2} \left\{ S \frac{\partial Ei}{\partial t} - Ei \left[\underbrace{\frac{2 \cdot \cos \varphi \left(\frac{\partial c}{\partial Mo} \cdot \frac{\partial Mo}{\partial t} + \frac{\partial \varphi}{\partial Mo} \cdot \frac{\partial Mo}{\partial t} (\sigma_3 - c \cdot \tan \varphi) \right)}_{\partial S / \partial t} + \frac{\cos \varphi \frac{\partial \varphi}{\partial Mo} \cdot \frac{\partial Mo}{\partial t} \cdot S}{(1 - \sin \varphi)} \right] \right\} \\
& + (Rf \cdot \sigma_d)^2 \frac{\left(S^2 \frac{\partial Ei}{\partial t} - Ei \cdot 2 \cdot S \frac{\partial S}{\partial t} \right)}{S^4}
\end{aligned}
\tag{3.30b}$$

Simplificando a Equação 3.30b, tem-se a equação geral do modelo hiperbólico proposto.

$$\frac{\partial E \tan}{\partial t} = \frac{\partial Ei}{\partial t} - \frac{2Rf \cdot \sigma_d}{S^2} \left\{ S \frac{\partial Ei}{\partial t} - Ei \frac{\partial S}{\partial t} \right\} + (Rf \cdot \sigma_d)^2 \frac{\left(S^2 \frac{\partial Ei}{\partial t} - Ei \cdot 2 \cdot S \frac{\partial S}{\partial t} \right)}{S^4} \tag{3.31}$$

4. CALIBRAÇÃO DO MUG² E DO MODELO DE VARIAÇÃO DA MASSA

Para a estimativa da geração de gás é necessária a calibração adequada do modelo proposto a partir de dados de medição laboratorial. A calibração do MUG² foi realizada ajustando a curva de geração de gás, em relação aos dados de geração de metano obtidos por Lay et al. (1998). Este ajuste ocorre através da alteração dos fatores k_c , k_d , α_1 e α_2 , atingindo-se ao máximo a tendência dos dados laboratoriais.

Na primeira etapa, Lay et al. (1998) mediram a geração de metano para uma amostra de 0,3 kg de matéria orgânica para duas situações: a primeira sem o processo de recirculação e a segunda com a recirculação do chorume, sabendo-se que o líquido recirculado será responsável pela aumento da umidade do meio. Por estequiometria, verificou-se o potencial de geração de metano para três substratos: acetato, butirato e propionato (SHELTON e TIEDJE, 1984).

Na segunda etapa, utilizou-se uma amostra de 4,5 kg de matéria orgânica para medição do volume acumulado de metano em uma célula de resíduos. Neste caso, também foram consideradas as situações sem recirculação e com recirculação do chorume.

A partir do ajuste das curvas de geração de metano foram obtidos os valores para cada fator do modelo matemático proposto, para cada situação. Assim, as curvas de geração de metano foram comparadas para se verificar a influência da recirculação do chorume no processo de geração de gás.

4.1. Calibração da MUG² através da taxa de geração de metano

Através do ajuste da taxa de geração de gás calibraram-se as magnitudes dos parâmetros do modelo matemático proposto. Na primeira etapa, verificou-se a geração de metano de uma amostra de matéria orgânica através dos três substratos em análise sem o processo de recirculação do chorume. Os substratos foram o acetato, o butirato e o propionato. As Figuras 4.1, 4.2 e 4.3

apresentam as calibrações da taxa de geração de metano do MUG² para as condições estabelecidas.

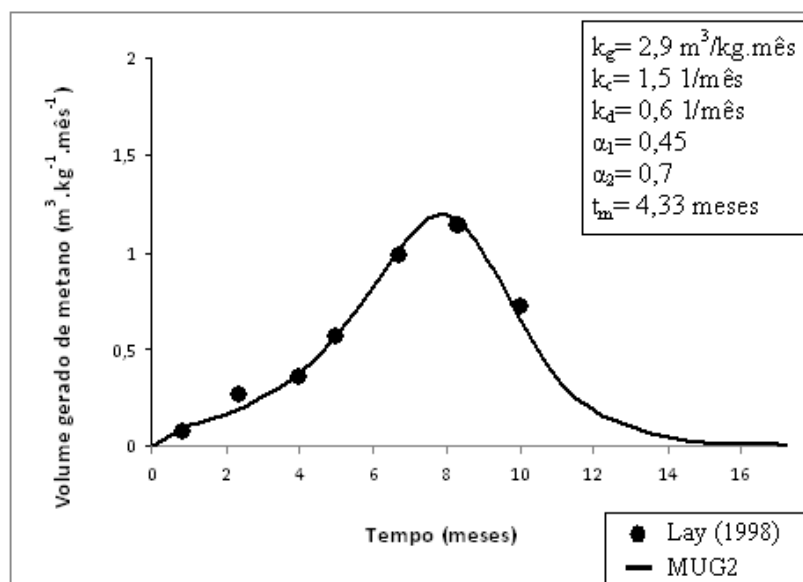


Figura 4.1. Calibração da taxa de geração de metano do MUG² para o acetato sem o processo de recirculação.

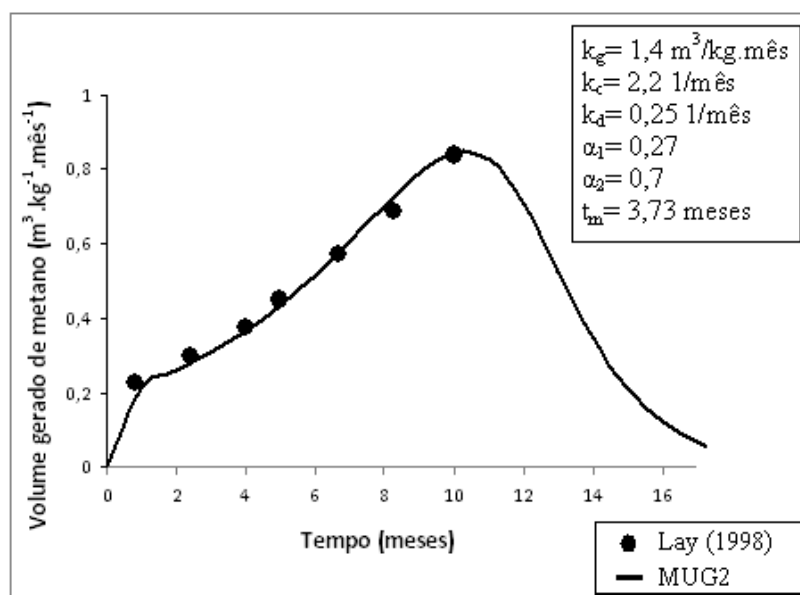


Figura 4.2. Calibração da taxa de geração de metano do MUG² para o butirato sem o processo de recirculação.

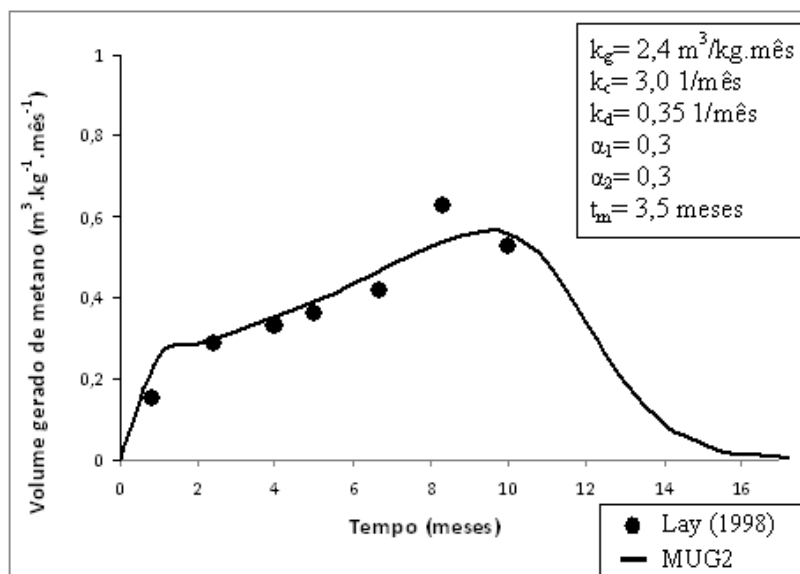


Figura 4.3. Calibração da taxa de geração de metano do MUG² para o propionato sem o processo de recirculação.

As calibrações do MUG² em relação ao dados experimentais de Lay et al. (1998) foram muito próximas, apenas com excessão de um ponto da Figura 4.3 próximo a 8 meses, que provavelmente apresenta algum erro aleatório, pois não segue a tendência da curva.

Observando as Figuras 4.1 a 4.3, verifica-se que para a situação sem recirculação do chorume, a curva de geração de metano para o acetato atingiu um pico de geração maior do que as curvas obtidas para o butirato e propionato. Entretanto, o período de tempo da geração de metano observado para o butirato, apresentou-se maior do que o período de tempo obtido para o acetato e o propionato. Verifica-se também que o pico de geração de gás para os três casos variou entre 8 e 11 meses.

As faixas de variação obtidas para cada fator do modelo foram de 1,4 a 2,9 para k_g , 1,5 a 3,0 para k_c , 0,25 a 0,6 para k_d , 0,27 a 0,45 para α_1 , 0,3 a 0,7 para α_2 , sendo que t_m foi definido por Lay et al. (1998).

Pela integração das curvas de geração de metano obtidas para o acetato, o butirato e o propionato, obteve-se o volume acumulado de metano para cada substrato (FIGURAS 4.4 a 4.6).

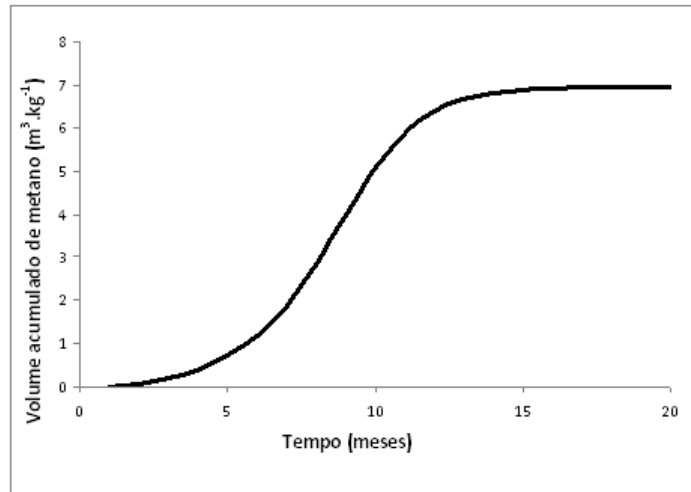


Figura 4.4. Volume acumulado de metano para o acetato sem o processo de recirculação.

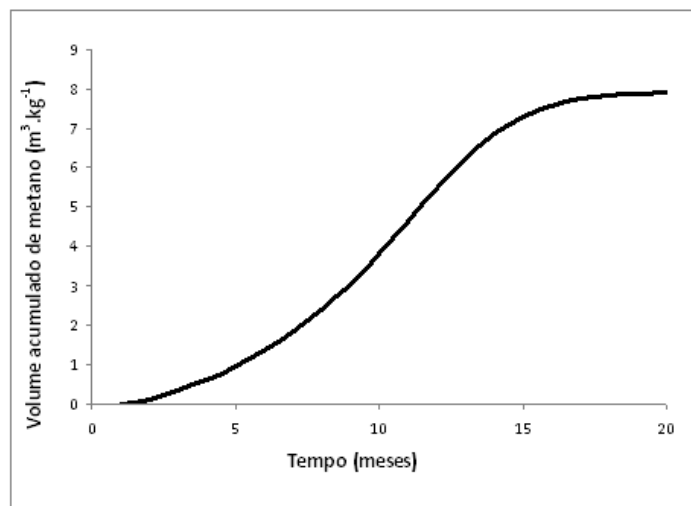


Figura 4.5. Volume acumulado de metano para o butirato sem o processo de recirculação.

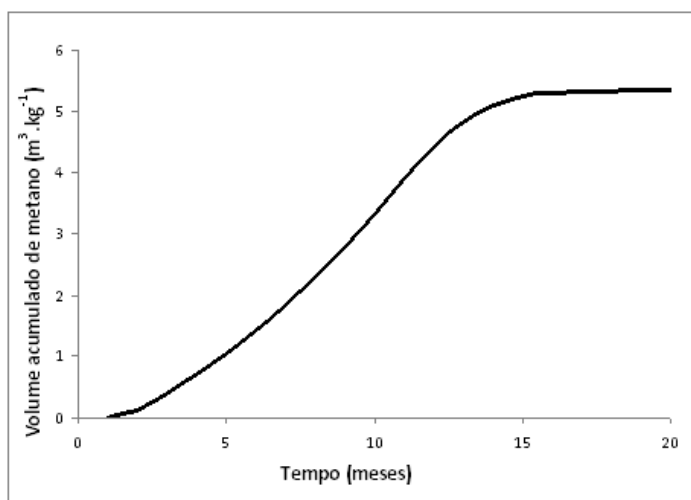


Figura 4.6. Volume acumulado de metano para o propionato sem o processo de recirculação.

Os volumes acumulados de metano obtidos para o acetato, o butirato e o propionato foram de 6,9 m³, 7,9 m³ e 5,3 m³, respectivamente. Nas situações sem recirculação do chorume, a geração de metano a partir do butirato apresentou um maior volume acumulado de gás, ocasionado pelo maior período de tempo de geração do gás. Neste caso, também se observou que o volume total acumulado foi atingido em um período maior para o caso do butirato, devido ao seu processo de geração de metano ter durado um tempo maior.

A partir das mesmas condições laboratoriais, Lay et al. (1998) mediram a geração de metano para os três substratos considerando o processo de recirculação do chorume (FIGURAS 4.7 a 4.9).

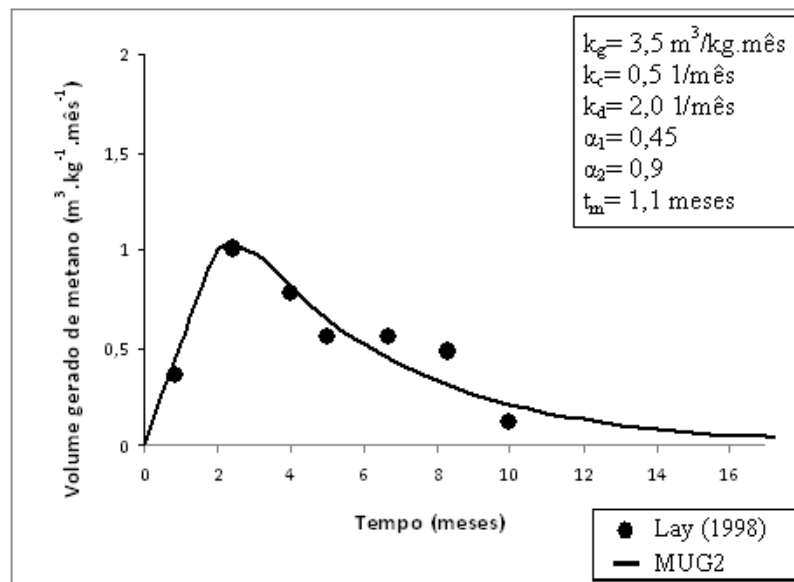


Figura 4.7. Calibração da taxa de geração de metano do MUG² para o acetato com o processo de recirculação.

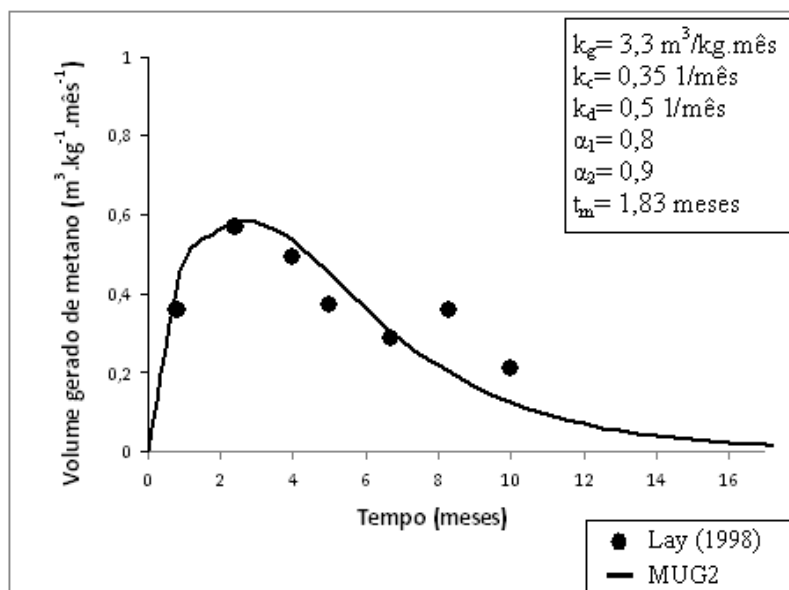


Figura 4.8. Calibração da taxa de geração de metano do MUG² para o butirato com o processo de recirculação.

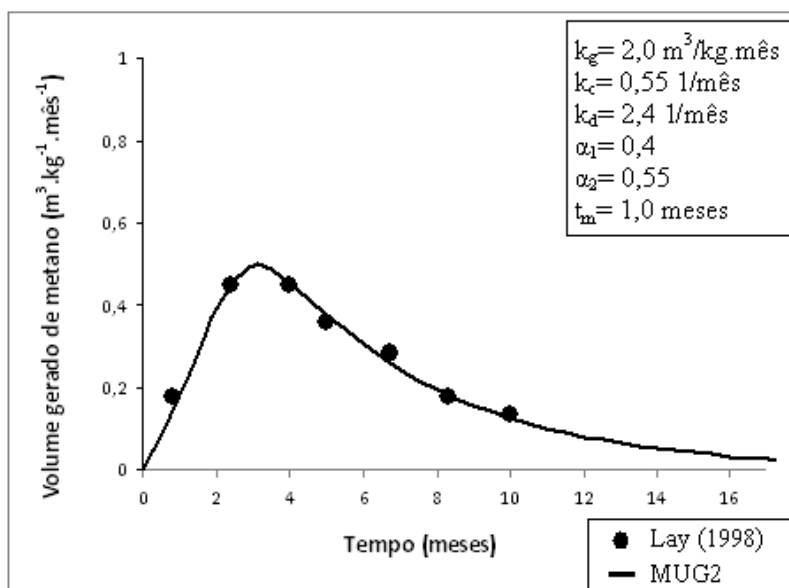


Figura 4.9. Calibração da taxa de geração de metano do MUG² para o propionato com o processo de recirculação.

A calibração do MUG² a partir dos dados de laboratório obtido por Lay et al. (1998) também foi realizada de maneira adequada para os casos em que ocorre o processo de recirculação do chorume. Entretanto, verificou-se uma maior quantidade de pontos fora da linha de tendência da curva experimental, o que acarreta uma maior dificuldade no momento da calibração. Dessa forma,

pelo processo acelerado de biodegradação devido à recirculação, há uma tendência maior para que ocorram erros aleatórios nos experimentos laboratoriais.

Por meio da comparação das curvas de geração de metano obtidas nas Figuras 4.7 a 4.9, a curva de geração de metano obtida para o acetato, também atingiu um pico de geração maior do que os outros substratos. Por outro lado, o período de tempo de geração de metano foi muito próximo para os três casos.

Os valores de t_m , definidos por Lay et al. (1998) para as situações sob recirculação do chorume são menores do que os valores obtidos para as situações onde não há o processo de recirculação. Isto porque a recirculação do chorume acelera o processo de biodegradação da matéria orgânica e de geração do biogás.

As faixas de variação obtidas para cada fator do modelo foram de 2,0 a 3,5 para k_g , 0,35 a 0,55 para k_c , 0,5 a 2,4 para k_d , 0,4 a 0,8 para α_1 , 0,55 a 0,9 para α_2 .

Para as situações sob recirculação do chorume, observa-se que os valores de k_d apresentaram valores consistentemente maiores do que os de k_c . Já nas situações sem circulação, os valores de k_c tenderam a ser superiores aos valores de k_d . As manitudes de k_g para as situações sem recirculação foram menores do que para com recirculação, com excessão do propionato.

Comparando-se os valores de α_1 para as situações sem e com recirculação do chorume para cada substrato, verifica-se que os valores de α_1 para situação com recirculação se apresentaram maiores, com excessão do acetato. Já os valores de α_2 para cada substrato, em todas as situações com recirculação do chorume apresentaram-se maiores do que os valores nas situações sem recirculação.

Os volumes acumulados de metano são obtidos pela integração das curvas de geração de metano (FIGURAS 4.10 a 4.12).

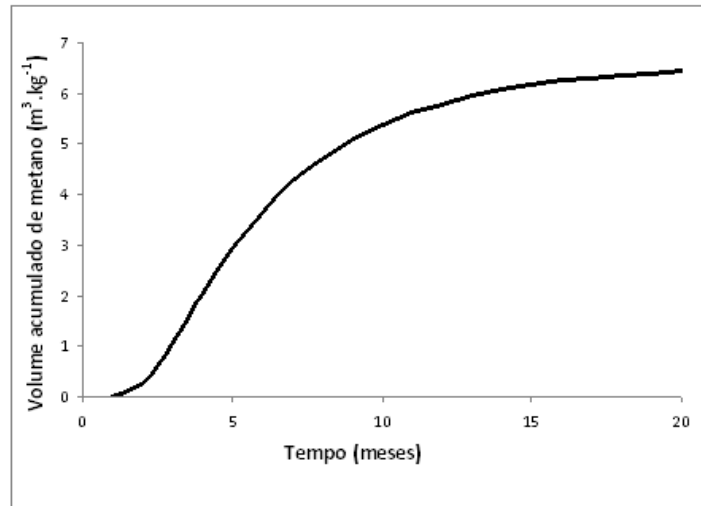


Figura 4.10. Volume acumulado de metano para o acetato com o processo de recirculação.

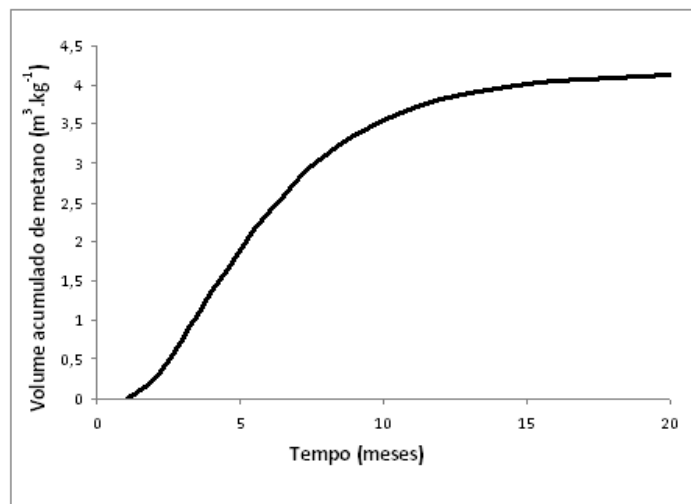


Figura 4.11. Volume acumulado de metano para o butirato com o processo de recirculação.

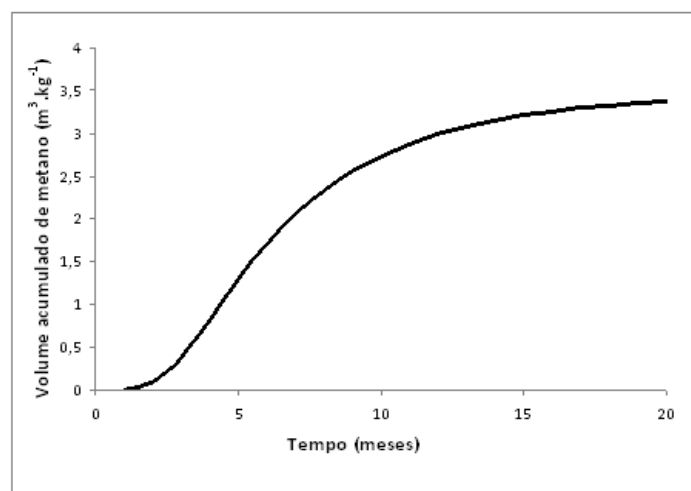


Figura 4.12. Volume acumulado de metano para o propionato com o processo de recirculação.

O volume acumulado de metano obtido a partir do acetato, butirato e propionato produziram volumes acumulados de aproximadamente 6,5 m³, 4,1 m³ e 3,4 m³, respectivamente. Para a situação com recirculação, o volume acumulado de metano obtido através do acetato é maior do que os volumes obtidos através do butirato e propionato. Os volumes acumulados de metano para as situações sem recirculação, para todos os substratos, apresentaram valores maiores do que as situações com recirculação. Isto pode ser explicado pelo fato de existir uma umidade ótima para o desenvolvimento bacteriano, sendo que umidades menores e maiores do que a umidade ótima pode acarretar num fator limitante para a microbiota. Com isso, pode-se deduzir que para as situações sem o processo de recirculação, os meios já foram mantidos em uma umidade considerada ótima, sendo assim, quando se injeta mais líquidos através da recirculação, a biodegradação é prejudicada.

4.2. Calibração do MUG² através do volume acumulado de metano

A versatilidade do MUG² pode ser verificada através da possibilidade de obtenção dos parâmetros de calibração do modelo a partir da curva acumulada de geração de metano. Na segunda etapa do experimento realizado por Lay et al. (1998), mediu-se o volume acumulado de metano para uma amostra de matéria orgânica mais representativa, para as situações sem recirculação e com recirculação do percolado.

Desta vez, a calibração foi realizada através das curvas de volume acumulado de metano, apresentadas nas Figuras 4.13 e 4.14.

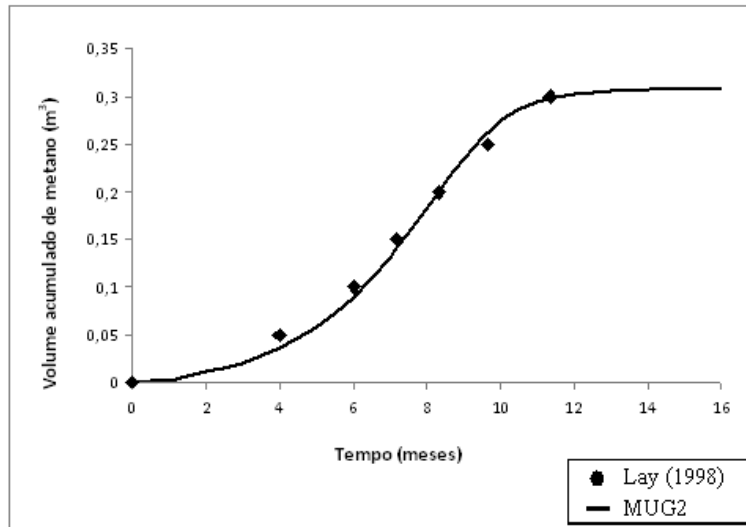


Figura 4.13. Calibração da curva do volume acumulado de metano sem o processo de recirculação.

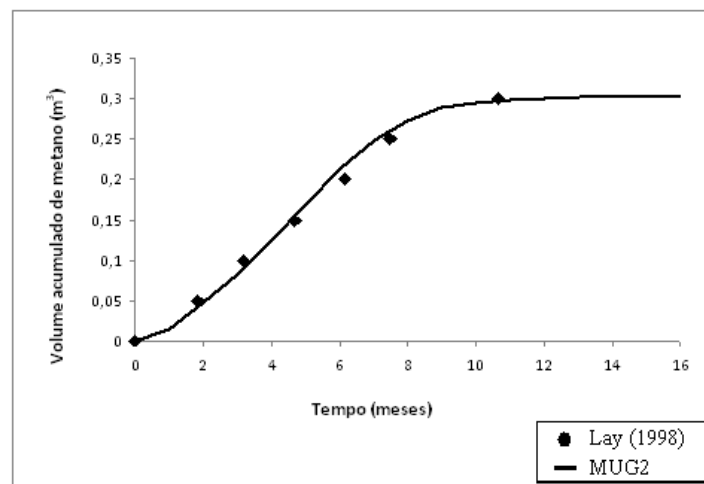


Figura 4.14. Calibração da curva do volume acumulado de metano com o processo de recirculação.

Os volumes acumulados de metano para as duas situações apresentaram valores aproximados. Ao contrário do que aconteceu nos volumes acumulados de metano para cada substrato em separado.

Através da calibração das curvas de volume acumulado de metano, obtiveram-se os fatores do MUG², apresentados nas Figuras 4.15 e 4.16. Desta forma, as taxas de geração de metano foram obtidas pela implementação do modelo.

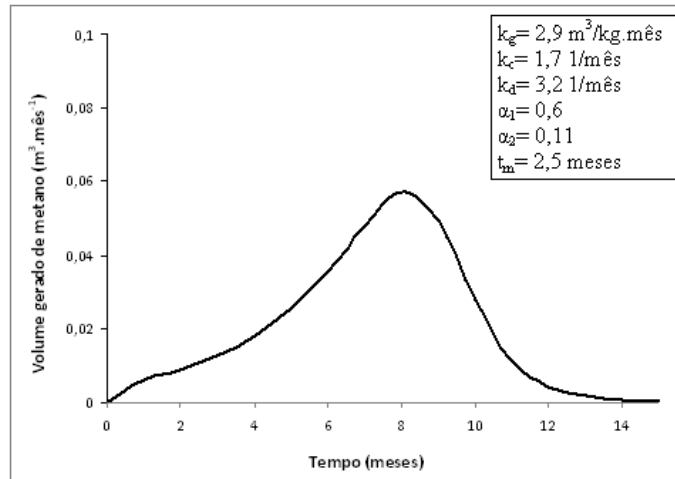


Figura 4.15. Taxa de geração de metano sem o processo de recirculação.

A taxa de geração de metano, para a célula de RSU sem o processo de recirculação, tem comportamento semelhante às taxas de geração de metano para cada substrato sem recirculação (FIGURAS 4.1 a 4.3), principalmente se comparada ao acetato.

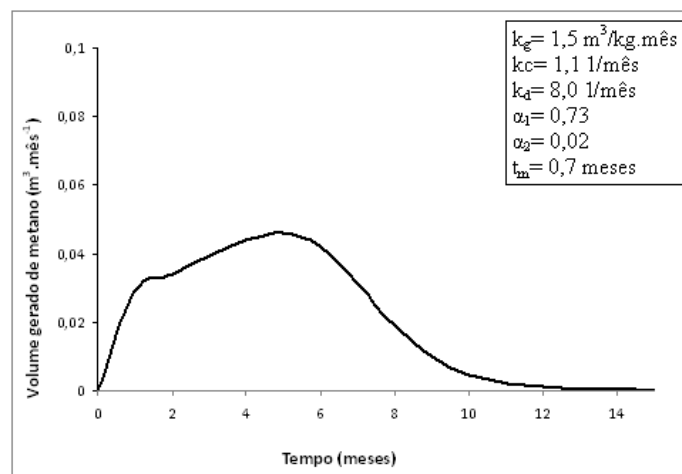


Figura 4.16. Taxa de geração de metano com o processo de recirculação.

Neste caso, a taxa de geração de metano da célula de RSU não apresentou o comportamento semelhante às curvas apresentadas nas Figuras 4.7 a 4.9, onde há o processo de recirculação do chorume para cada substrato. Ao invés disso, a curva observada na Figura 4.16 tem comportamento semelhante ao verificado na Figura 4.3, na qual se apresenta o processo de geração de metano para o propionato sem a recirculação do chorume.

Na situação com recirculação a magnitude de k_g é menor do que na situação sem recirculação. Ao contrário do que ocorreu para os substratos, onde as situações com recirculação apresentaram valores de k_g maiores do que as situações sem recirculação.

O valor de k_c se apresentou menor para a situação com recirculação. Já o valor de k_d observado se apresentou maior. Os valores de α_1 e α_2 são maiores na situação com recirculação.

4.3. Comparação entre o MUG² e o modelo da USEPA (1997)

Um dos modelos comumente adotados para a previsão da geração de gás é o modelo de geração de biogás proposto pela USEPA (1997). O modelo se baseia em uma formulação matemática empírica para os períodos de operação e pós-operação do aterro (QIAN et al., 2002), cuja previsão de geração de biogás pode ser obtida a partir da simulação dos volumes de resíduos lançados no aterro. Embora o modelo proposto pela USEPA (1997) seja de fácil implementação, muitos operadores têm observado discrepâncias consideráveis entre o volume de biogás previsto pelo modelo e o medido no campo. As medições de campo são, em geral, consideravelmente menores que os previstos pelo modelo da USEPA, induzindo muitos operadores a reconsiderarem os investimentos e os procedimentos operacionais de aterros operados como bioreatores. Basicamente, a falha principal nos estudos de simulação de geração de biogás concentra-se na definição de fatores de calibração que realmente descrevam o comportamento do resíduo durante o processo de biodegradação.

Visando proporcionar alternativas de avaliação da geração de biogás em aterros sanitários foram comparados dois modelos matemáticos de geração de biogás em aterros. Discutiram-se as diferenças observadas nas simulações da taxa de geração de biogás a partir de dados experimentais de laboratório e de campo.

O modelo de geração de biogás em aterros sanitários desenvolvido pela USEPA (1997) tem como base a seguinte equação:

$$Q_{CH_4} = L_0 R (e^{-kc} - e^{-kt}) \quad (4.1)$$

Onde:

Q_{CH_4} = Taxa de geração de metano no tempo t (m^3 /ano);

L_0 = Potencial de geração de metano (m^3 CH₄ / ton resíduo);

R = Taxa média anual de recebimento de resíduos durante a vida útil (ton/ano);

K = Constante de geração de metano (ano^{-1});

C = Tempo desde o fechamento do aterro (anos);

t = Tempo desde o início da deposição de resíduos (anos).

A calibração de ambos os modelos de geração de biogás consistiu no ajuste das curvas de geração de gás, geradas por cada modelo, em relação aos dados experimentais de geração de metano obtidos por Lay et al. (1998), para duas amostras laboratoriais já apresentadas nas Figuras 4.1 e 4.13, e por Morris et al. (2003), para uma célula experimental de grandes dimensões.

A partir do ajuste das curvas de geração de metano, foram obtidas as magnitudes dos fatores de cada modelo matemático nas situações analisadas. Subsequentemente se compararam as curvas apresentadas pelo MUG² em relação às curvas apresentadas pelo modelo proposto pela USEPA.

Na Figura 4.17 são apresentadas as curvas de calibração dos modelos USEPA (1997) e MUG² para o acetato, apresentado na Figura 4.1. A calibração do modelo da USEPA foi realizada considerando dois domínios distintos de geração de metano, definidos pelo tempo relativo ao maior volume de metano gerado.

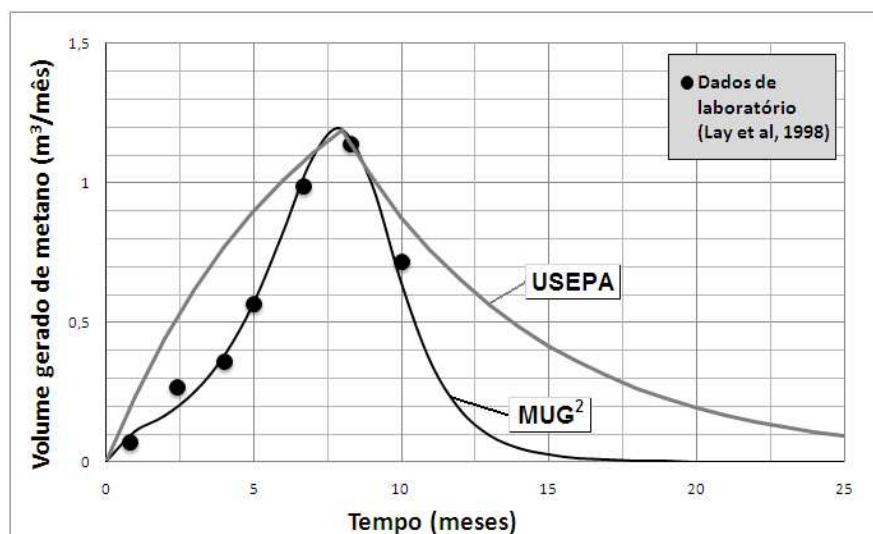


Figura 4.17. Calibração dos modelos MUG² e USEPA para a taxa de geração de metano a partir do acetato sem recirculação de chorume.

Observando-se a Figura 4.17, verifica-se que o MUG² apresenta uma melhor descrição do comportamento experimental. Observa-se que o pico de geração medido por Lay et al. (1998) em torno de 1,2 m³ é alcançado por ambos modelos. Porém, as regiões de crescimento e decrescimento da taxa de geração de metano foram representadas adequadamente somente pelo MUG². Dessa forma o modelo da USEPA tende a sobre-estimar consideravelmente as taxas de geração de metano.

Na Tabela 4.1 e 4.2 são dados os parâmetros de calibração obtidos para os modelos MUG² e USEPA, respectivamente.

Tabela 4.1. Fatores de calibração do MUG² para a taxa de geração de metano a partir do acetato sem recirculação de chorume.

k_g	2,9	m ³ /kg.mês
M_{M0}	0,3	kg
k_c	1,5	mês ⁻¹
k_d	0,6	mês ⁻¹
α_1	0,45	
α_2	0,7	
t_m	4,33	meses

Tabela 4.2. Fatores de calibração do modelo da USEPA para a taxa de geração de metano a partir do acetato sem recirculação de chorume.

L_0	170	m^3/ton
K	0,15	mês^{-1}
R	0,005	$\text{ton}/\text{mês}$

O volume acumulado de metano previsto por cada modelo pode ser estimado a partir da integração das curvas na Figura 4.17. Assim, na Figura 4.18 são apresentados seus volumes acumulados previstos. Observa-se que o modelo da USEPA (1997) tende a sobreestimar também o volume final de metano gerado.

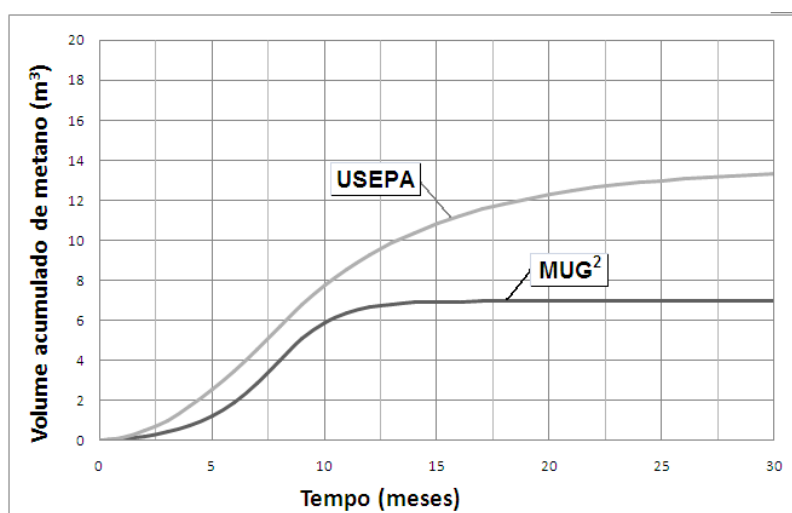


Figura 4.18. Volume acumulado de metano para os modelos MUG² e USEPA a partir do acetato sem a recirculação do chorume.

Os valores de volume acumulado apresentados neste caso são de aproximadamente 7 m^3 e 13 m^3 , para o MUG² e o modelo da USEPA. A diferença observada na calibração da taxa de geração de gás influencia diretamente no volume acumulado de gás estimado. Neste caso, o valor estimado pelo modelo USEPA foi quase o dobro do estimado através do MUG².

Apresenta-se na Figura 4.19, a calibração obtida para os dois modelos considerando os resultados de volume acumulado de metano obtidos por Lay et al. (1998), já apresentados na Figura 4.13.

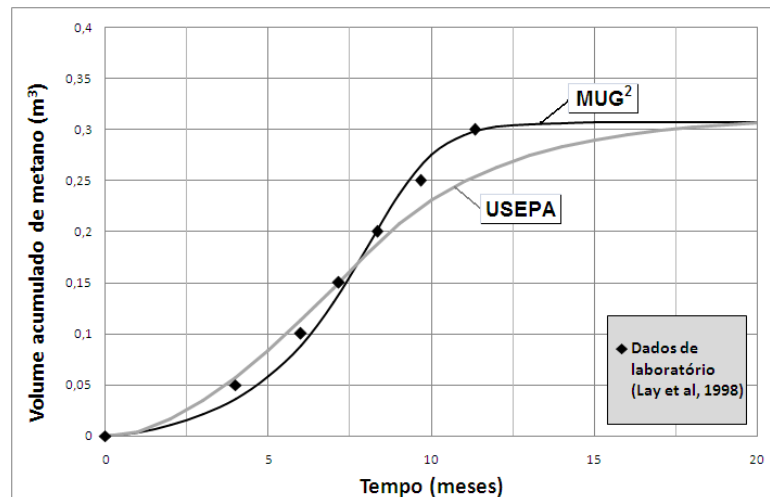


Figura 4.19. Calibração dos modelos MUG² e USEPA para o volume acumulado de metano de uma célula de RSU sem o processo de recirculação.

Nas Tabelas 4.3 e 4.4 são apresentados os parâmetros de calibração para os modelos de geração de metano MUG² e USEPA.

Tabela 4.3. Fatores de calibração do MUG² para o volume acumulado de metano de uma célula de RSU sem o processo de recirculação.

k_g	2,9	$\text{m}^3/\text{kg.mês}$
M_{M0}	4,5	kg
k_c	1,7	mês^{-1}
k_d	3,2	mês^{-1}
α_1	0,6	
α_2	0,11	
t_m	2,5	meses

Tabela 4.4. Fatores de calibração do modelo da USEPA para o volume acumulado de metano de uma célula de RSU sem o processo de recirculação.

L_0	140	m^3/ton
K	0,25	mês^{-1}
R	$1,4 \times 10^{-4}$	$\text{ton}/\text{mês}$

O volume acumulado de metano é o mesmo obtido para ambos os modelos de geração, com uma pequena diferença na região de crescimento da curva. O MUG^2 apresentou um melhor ajuste aos dados experimentais em relação à calibração através do modelo da USEPA.

A partir dos parâmetros obtidos nas calibrações é possível se obter as curvas da taxa de geração de metano ao longo do tempo.

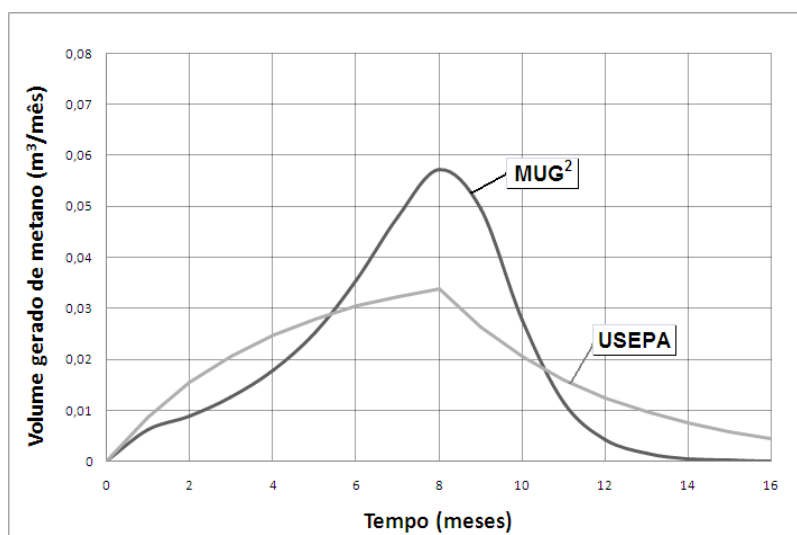


Figura 4.20. Taxa de geração de metano dos modelos MUG^2 e USEPA para uma célula de RSU sem o processo de recirculação.

As taxas de geração de gás obtidas na Figura 4.20 apresentaram consideráveis diferenças. Na região entre os meses 0 e 8, a curva do MUG^2 apresentou concavidade positiva, ao contrário da curva referente ao modelo da USEPA. Após o oitavo mês, ambas as curvas inverteram suas concavidades, sendo a curva do MUG^2 com concavidade negativa até o décimo mês, quando se inverte novamente, e a curva do modelo USEPA com concavidade positiva. O

pico de geração de gás obtido por cada modelo também é diferente, sendo aproximadamente $0,057 \text{ m}^3/\text{mês}$ para o MUG² e $0,034 \text{ m}^3/\text{mês}$ para o modelo USEPA.

Na Figura 4.21 são apresentadas as calibrações dos modelos, considerando a geração acumulada de metano, obtidas por Morris et al. (2003). Os referidos autores utilizaram células experimentais de grande escala para medição de geração de gás. Os RSU utilizados foram obtidos no aterro de Delaware, EUA. Segundo os autores, foram construídas duas células, sendo uma sem o processo de recirculação e outra com o processo. No presente trabalho os modelos MUG² e USEPA são calibrados com base nos resultados de geração de gás obtidos para a situação com recirculação de chorume. Neste caso, a massa de RSU depositada foi de 7.900 toneladas, o volume total da célula é de 16.000 m^3 e o volume total de chorume recirculado foi de 1.920 m^3 . Definiu-se uma composição de massa metanogênica de 33%, equivalente a 2.607 toneladas neste caso, para a realização desta calibração.

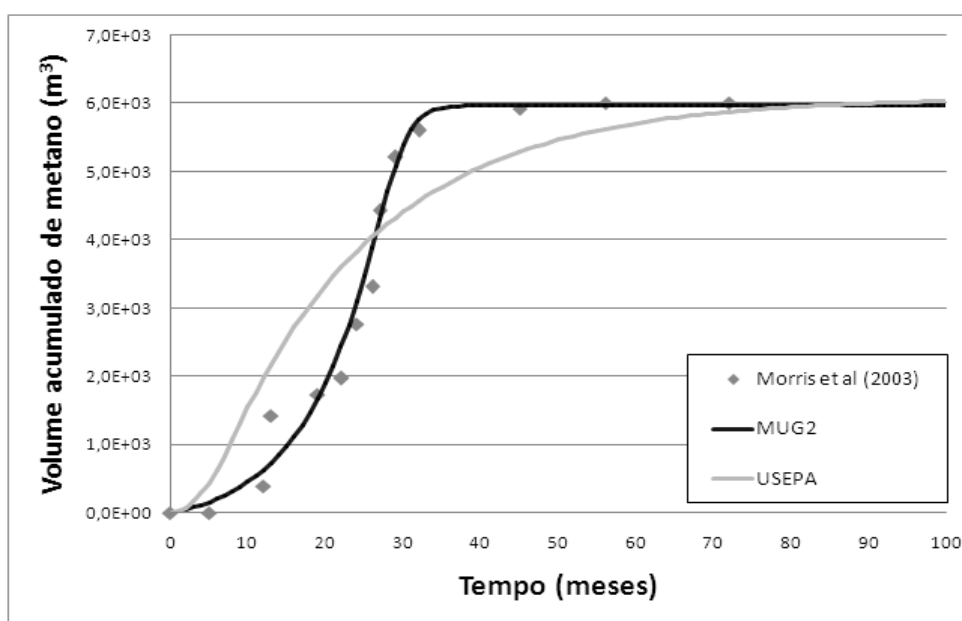


Figura 4.21. Calibração dos modelos MUG² e USEPA para o volume acumulado de metano de uma célula experimental de grandes dimensões.

O MUG² apresentou uma calibração mais adequada que o modelo proposto pela USEPA (1997). Apenas no início da geração, entre os meses 10 e

20, a calibração apresentou certa distância em relação os dados de Morris et al. (2003). Isto porque, aproximadamente no décimo mês, iniciou-se o processo de recirculação percolado, ocorrendo uma aceleração no processo de biodegradação. A seguir são apresentados os dados de calibração obtidos para ambos os modelos.

Tabela 4.5. Fatores de calibração do MUG² para o volume acumulado de metano de uma célula experimental de grandes dimensões

k_g	2,9	m ³ /kg.mês
M_{M0}	2.607x10 ³	kg
k_c	0,41	mês ⁻¹
k_d	0,7	mês ⁻¹
α_1	1,4	
α_2	0,16	
t_m	18	meses

Tabela 4.6. Fatores de calibração do modelo da USEPA para o volume acumulado de metano de uma célula experimental de grandes dimensões

L_0	3,8	m ³ /ton
K	0,05	mês ⁻¹
R	100	ton/mês

Na Figura 4.22 são apresentadas as taxas de geração de gás obtidas para cada modelo por meio dos fatores obtidos na calibração.

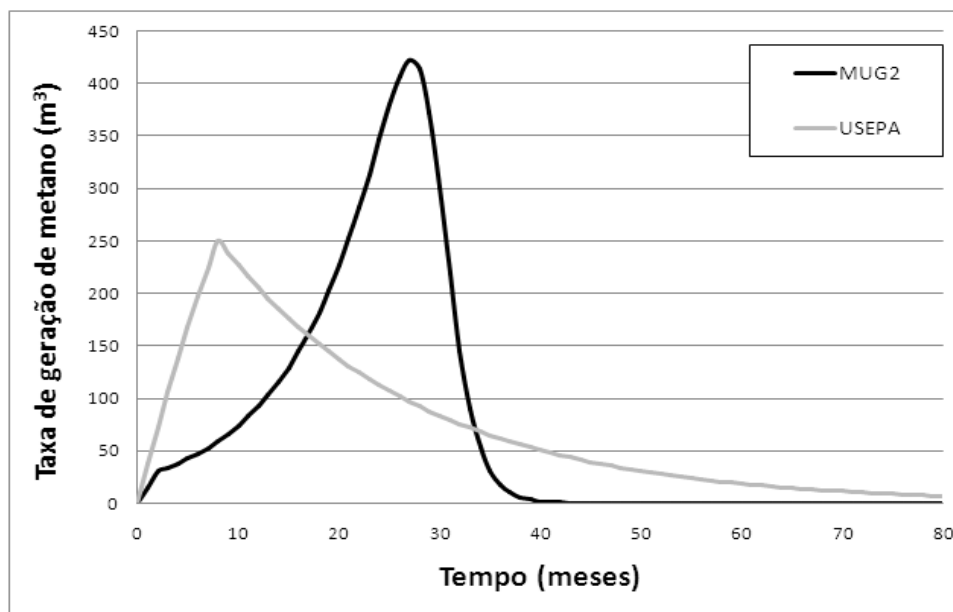


Figura 4.22. Taxa de geração de gás dos modelos MUG² e USEPA para uma célula experimental de grandes dimensões.

Novamente houve grande disparidade entre as curvas de geração de gás obtidas através dos modelos estudados. Além da diferença entre os picos de geração de gás, observa-se variação entre os períodos de geração de gás. Para o modelo da USEPA o período varia entre os meses 0 e 90. Já para o MUG² o período é de 0 a 40 meses.

4.4. Conclusões a respeito do MUG²

O MUG² apresenta uma grande versatilidade para calibração tanto das curvas de taxa de geração de gás, quanto do volume acumulado de metano para células com amostras de RSU mais representativas. Dessa maneira, a possibilidade de ajuste dos fatores do modelo a partir do volume acumulado de gás aparece como uma alternativa mais prática para a calibração do modelo. Isto porque, não é necessária a medição periódica da atividade bacteriana na célula de RSU.

Além disso, o MUG² também apresenta a possibilidade de calibração de curvas de geração de metano obtidas tanto por processo natural de

biodegradação, como de situações em que existe a aceleração do processo por meio da recirculação do percolado.

Dependendo do procedimento de calibração adotado, o modelo da USEPA pode sobre-estimar consideravelmente o volume de gás gerado. A estimativa correta do volume final de gás acumulado é muito importante para os aspectos econômicos de uma obra de aterro sanitário, principalmente quando se considera a captação do metano. A diferença na estimativa de volume apresentada na Figura 4.21 certamente traria grandes problemas econômicos ao empreendimento, como desperdícios de estrutura e equipamentos, menor valor obtido pela venda dos créditos de carbono referente ao metano que deixou de ser lançado à atmosfera e menor valor pela venda ou queima do próprio metano.

4.5. Calibração do MUG² para geração de líquidos

Pinto (2008) realizou a calibração deste modelo a partir dos dados obtidos por Morris et al. (2003) de geração acumulada de líquidos em duas células experimentais de RSU, conforme características descritas na Tabela 4.7.

Tabela 4.7. Características das células experimentais de Morris et al. (2003).

	Célula 1	Célula 2
Área (ha)	0,4	0,4
Massa de RSU (ton)	7.900	8.300
Massa de matéria orgânica (ton)	2.607	2.739
Volume total (m ³)	16.000	16.000
Período de recirculação do chorume	1990-1996	Sem recirculação
Total de chorume recirculado (m ³)	1.920	Sem recirculação

Morris et al (2003) indicam a instalação de uma geomembrana para evitar a infiltração da água da chuva por volta do quinto mês de vida útil da célula experimental. Isto quer dizer que no início das medições pode-se observar a existência de um volume de líquido percolado acima da tendência apresentada,

devido a esta precipitação que foi contabilizada em ambas as células 1 e 2 apresentadas nas Figuras 4.23 e 4.25.

Através dos dados obtidos para a célula 1 realiza-se a calibração do modelo, conforme Figura 4.23.

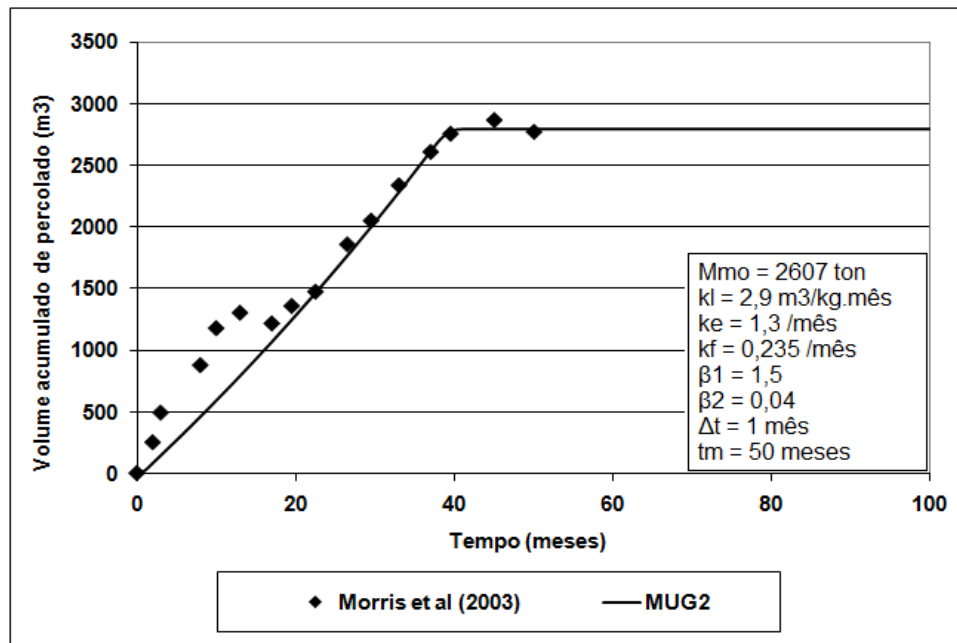


Figura 4.23. Calibração a partir da geração acumulada de percolados para a célula 1.

Com isso, tem-se a taxa de geração de líquidos:

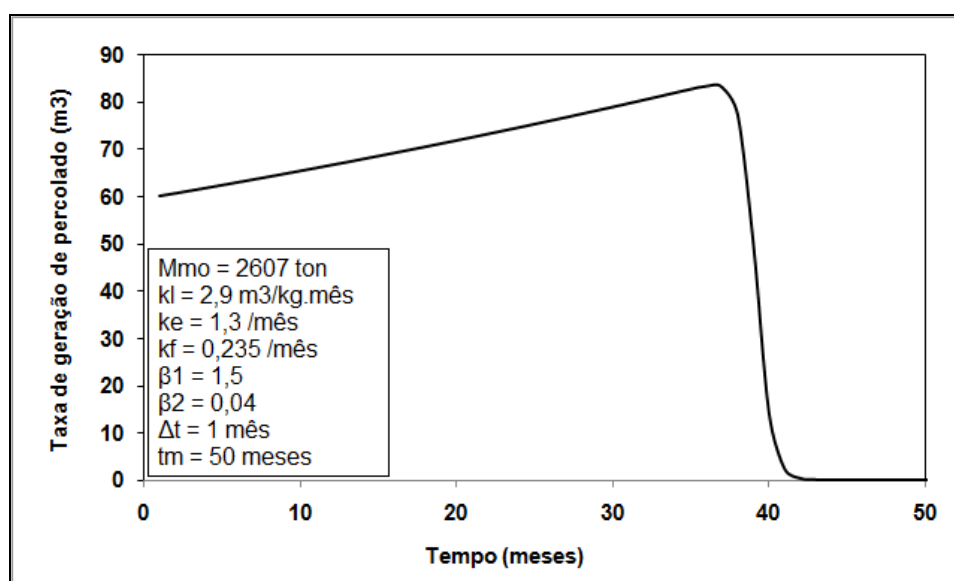


Figura 4.24. Taxa de geração de percolados obtida a partir da calibração do MUG² para célula 1.

Da mesma forma, obtém-se a taxa de geração de líquidos para a célula 2, a partir da calibração do seu volume acumulado:

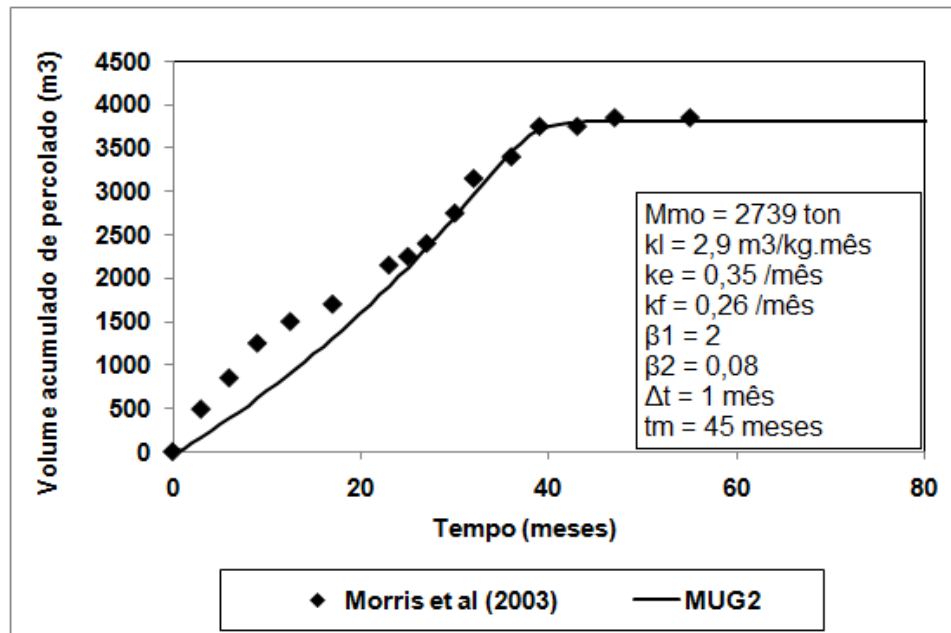


Figura 4.25. Calibração a partir da geração acumulada de percolados para a célula 2.

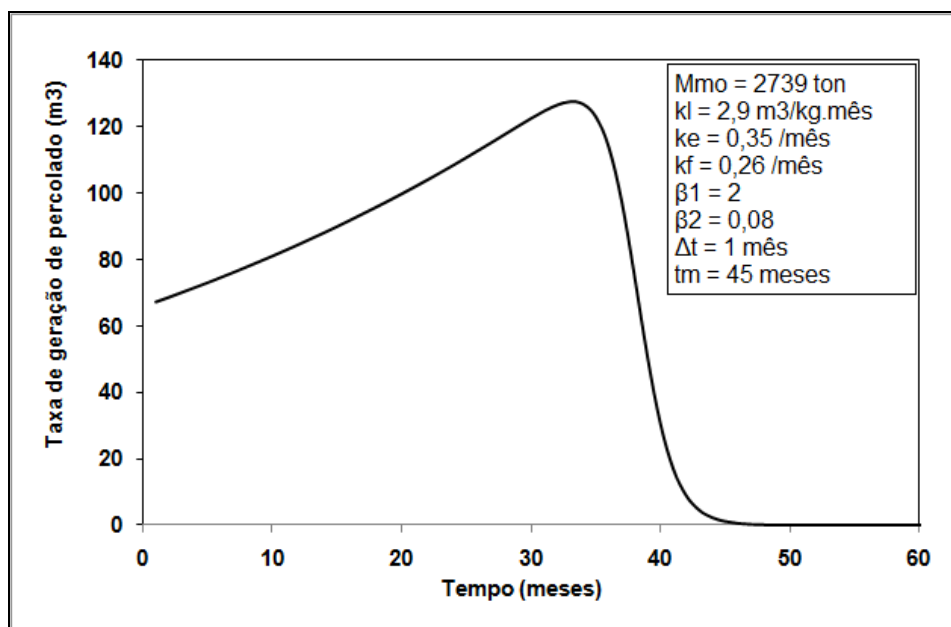


Figura 4.26. Taxa de geração de percolados obtida a partir da calibração do MUG² para célula 2.

As taxas de geração de percolados apresentaram volumes gerados no tempo $t=0$, sendo que uma possível explicação para isso seria o fato das medições terem sido realizadas com RSU já em processo de biodegradação (PINTO, 2008).

Os parâmetros de calibração obtidos são dados na Tabela 4.8.

Tabela 4.8. Parâmetros obtidos através da calibração das células 1 e 2.

Parâmetro	Célula 1	Célula 2
k_e (mês ⁻¹)	1,3	0,35
k_f (mês ⁻¹)	0,235	0,26
k_l (m ³ .kg ⁻¹ .mês ⁻¹)	2,9	2,9
t_m (mês)	50	45
β_1	1,5	2,0
β_2	0,04	0,08

4.6. Calibração do modelo de variação da massa total de RSU

Foi realizada a estimativa do comportamento de variação da massa total de RSU ao longo do tempo, com base nos dados apresentados por Morris et al. (2003) para geração de gás e de percolados para a célula 1. Os fatores de calibração obtidos foram introduzidos na Equação 3.13d.

Os pesos específicos utilizados no cálculo foram de $\gamma_g = 0,00702$ kN/m³ para a mistura de gases e $\gamma_l = 10$ kN/m³ para os líquidos. Assume-se o peso específico do metano como sendo o de toda mistura, pois é o principal produto do biogás. Já o percolado possui peso específico próximo ao da água, pois este é o seu principal componente.

A partir dessas informações tem-se que as estimativas de biogás e percolado são dadas por:

$$M_B(t) = \frac{0.00702 \times 1000}{9.81} \times 2.9 \times (2607 \times 10^3) \times \left[\frac{1}{e^{0.4(2.19t-45)} + e^{-0.34(0.49t-45)}} \right] \quad (4.2)$$

$$M_L(t) = \frac{10 \times 1000}{9.81} \times 2.9 \times (2607 \times 10^3) \times \left[\frac{1}{e^{1.3(1.5t-50)} + e^{-0.235(0.04t-50)}} \right] \quad (4.3)$$

Assim, as Equações (4.2) e (4.3) são introduzidas em (3.13d).

$$M_{tot}(t) = M_{tot_0} - \sum_0^{\infty} [0.0413M_B(t) + 0.831M_L(t)] \quad (4.4)$$

Onde M_{tot_0} é igual a 7.900 toneladas para o caso da célula 1. A estimativa da variação da massa total na célula experimental de Morris et al. (2003) é ilustrada na Figura 4.27.

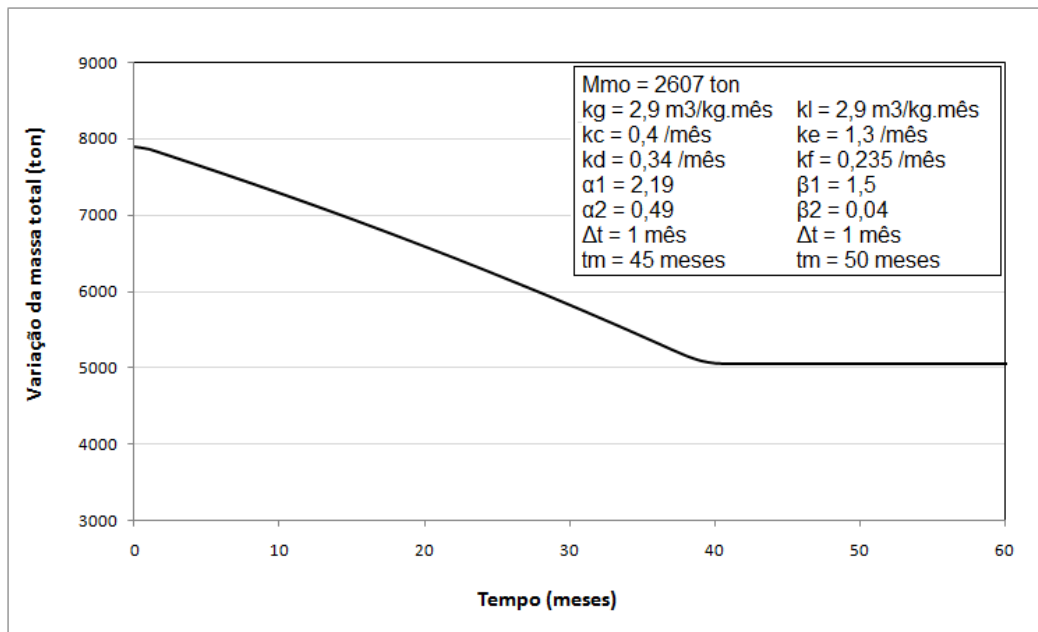


Figura 4.27. Variação acumulada da massa total de RSU para a célula 1.

Em um período de 40 meses a massa total reduziu-se para próximo a 5000 toneladas, apresentando uma redução de 35% da massa total. Morris et al. (2003) verificaram para a célula de RSU, a variação de volume foi de aproximadamente 25%, desconsiderando a massa de solo. Entretanto, não se tem dados de precipitação e infiltração de água na área no aterro. Com isso, parte do líquido considerado na calibração é proveniente da água da chuva e não do processo de biodegradação.

5. COMPONENTE EXPERIMENTAL

5.1. Equipamentos

Os ensaios foram realizados no laboratório de mecânica dos solos da PUC-Rio, utilizando o equipamento para ensaio triaxial de Bishop-Wesley (FOTO 5.1). Este equipamento é semelhante às câmaras triaxiais convencionais com a exceção da forma de controle da tensão desviadora aplicada na amostra. No caso da câmara triaxial de Bishop-Wesley os ensaios podem ser realizados tanto com as tensões quanto com os deslocamentos controlados. Nas câmaras triaxiais convencionais existe a possibilidade de controlar os incrementos de deslocamentos e assim a medição da tensão desviadora é realizada.

A pressão na interface ar-água é aplicada por ar comprimido através do painel de controle. A pressão da água é transmitida ao sistema ocasionando o deslocamento da amostra para cima, acarretando em uma força de reação na célula de carga, quando esta é encostada à amostra, permitindo a medição da tensão desviadora.

O confinamento é aplicado na amostra pela pressão de ar comprimido e transmitido através da água contida no interior da câmara como mostra a Foto 5.1. A tensão confinante é controlada por um transdutor de pressão de 150 psi (FOTO 5.2). O painel de controle de ar comprimido, representado pela Foto 5.3, é instalado na parte superior à direita da câmara, como pode ser visualizado na Foto 5.1, e através dele são controladas a tensão de confinamento, a contrapressão do medidor de variação de volume e a pressão exercida na base da amostra.

A variação da altura do corpo de prova é medida por um extensômetro LSCDT, ilustrado na Foto 5.4, com 1" de capacidade de medição. O medidor de variação de volume é composto por dois Belofrans, um situado na parte superior e outro na inferior, e um tubo de PVC entre eles, que se desloca conforme as pressões são alteradas, sendo o Belofran superior controlado pela vazão de saída ou de entrada de colóide proveniente do corpo de prova e o Belofran

inferior por uma contrapressão mínima. Assim, o movimento vertical do tubo é medido por um extensômetro LSCDT e transformado em medida de volume através da equação de calibração obtida para o equipamento. O medidor de variação de volume é ilustrado na Foto. 5.5.



Foto 5.1. Câmara triaxial tipo Bishop-Wesley.



Foto 5.2. Transdutor de pressão.



Foto 5.3. Painel de controle de ar comprimido com válvulas manuais.

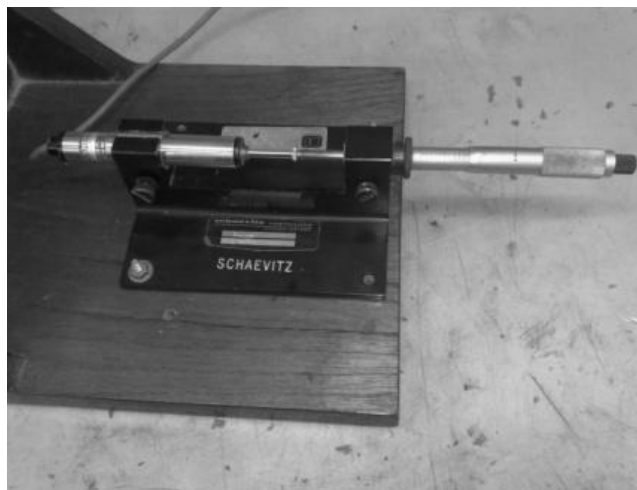


Foto 5.4. Detalhe do LSCDT sendo calibrado.

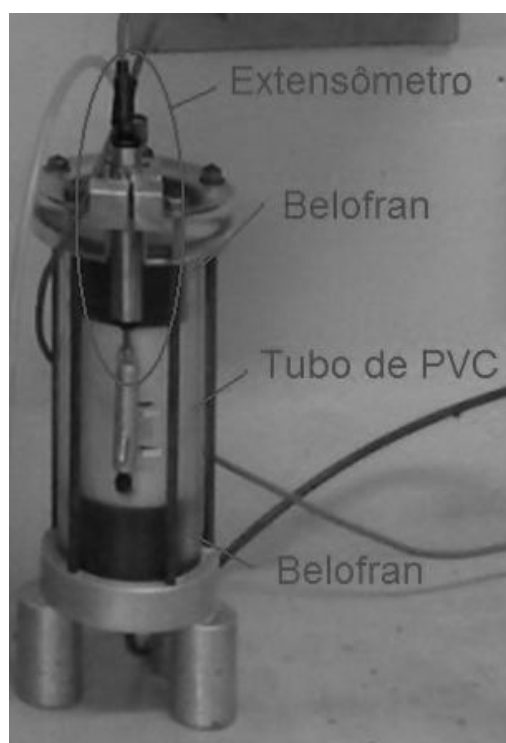


Foto 5.5. Detalhe do medidor de variação de volume.

5.2. Características dos materiais da mistura solo-colóide

Os corpos de prova utilizados nos ensaios são compostos por uma mistura entre solo granular conhecido (areia de Ipanema, Rio de Janeiro/RJ) e por um colóide com características controláveis (gelatina comum). O colóide

utilizado é uma alternativa economicamente viável para substituição da matéria orgânica contida nos RSU e, além disso, é possível ter um controle entre os estados físicos sólido e líquido de maneira simples. Para se obter o estado sólido do elemento basta refrigerá-lo e para transformá-lo em líquido novamente, deve-se aquecê-lo a temperaturas acima de 30°C variando assim o tempo para se passar de um estado a outro.

A idéia de se utilizar este colóide é representar o processo de biodegradação da matéria orgânica – passagem do estado sólido/pastoso para o estado líquido – de maneira muito mais rápida do que ocorre no campo. Isso poderá possibilitar a simulação, em escala laboratorial, da variação da matéria orgânica ao longo tempo, o que levaria muito tempo em escala real considerando o próprio resíduo.

O material granular utilizado tem como objetivo apresentar a força de atrito no interior do corpo de prova, representando assim, de forma simplificada, os elementos rígidos de baixa biodegradação presentes nos RSU, ou seja, a longo prazo eles permanecerão nos RSU gerando força de atrito, quando a eles for solicitada. A areia utilizada possui grãos uniformes e arredondados como é observado na Foto 5.6. A densidade dos grãos foi obtida em laboratório apresentando um valor médio de 2,63 g/cm³. A distribuição granulométrica do material é dada pela Figura 4.1, sendo que o tamanho das partículas observado varia de 0,2 a 1,2 mm.

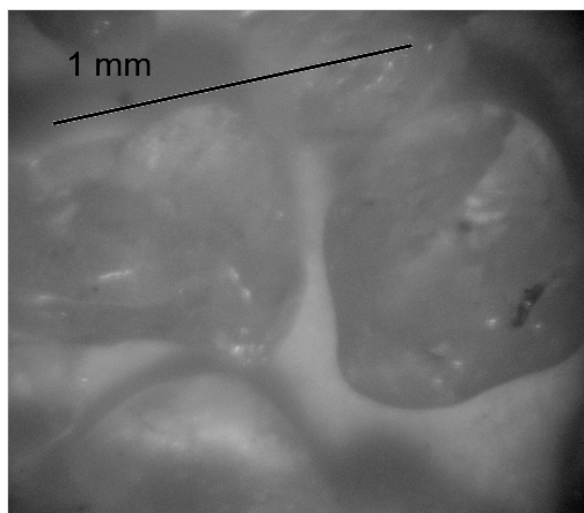


Foto 5.6. Detalhe da dimensão dos grãos do solo granular.

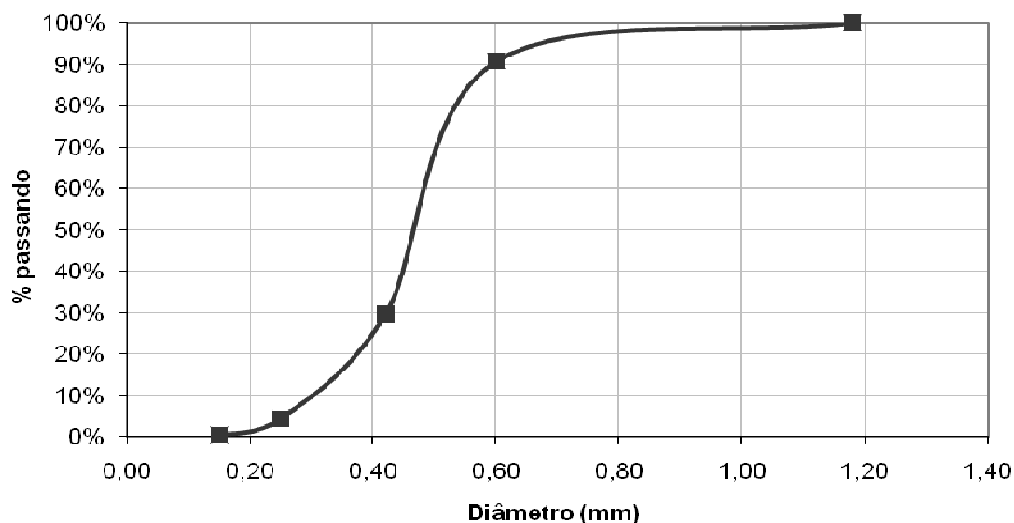


Figura 5.1. Distribuição granulométrica da areia de Ipanema.

A resistência da areia seca foi medida em ensaios de cisalhamento direto com deslocamento controlado para três tensões normais distintas: 40 kPa, 80 kPa e 120 kPa. A velocidade utilizada no ensaio foi de 0,25 mm/min e os deslocamentos horizontais medidos até aproximadamente 10% do comprimento inicial. A areia foi moldada no próprio anel de ensaio utilizando-se o método de chuva de areia a uma altura de 60 cm para se obter a compactação do material.

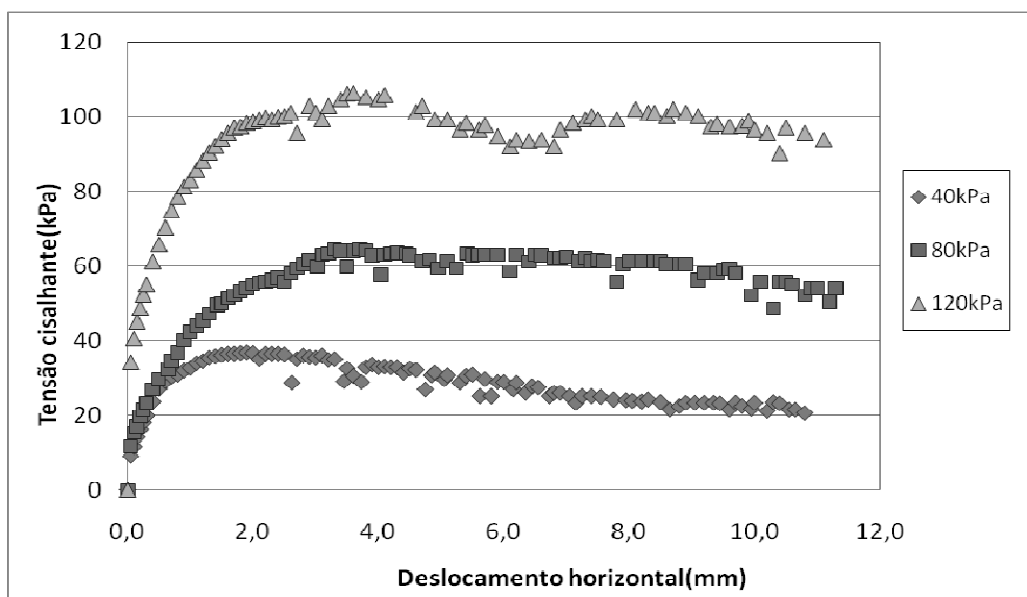


Figura 5.2. Relação entre Tensão cisalhante x Deslocamento horizontal para areia seca.

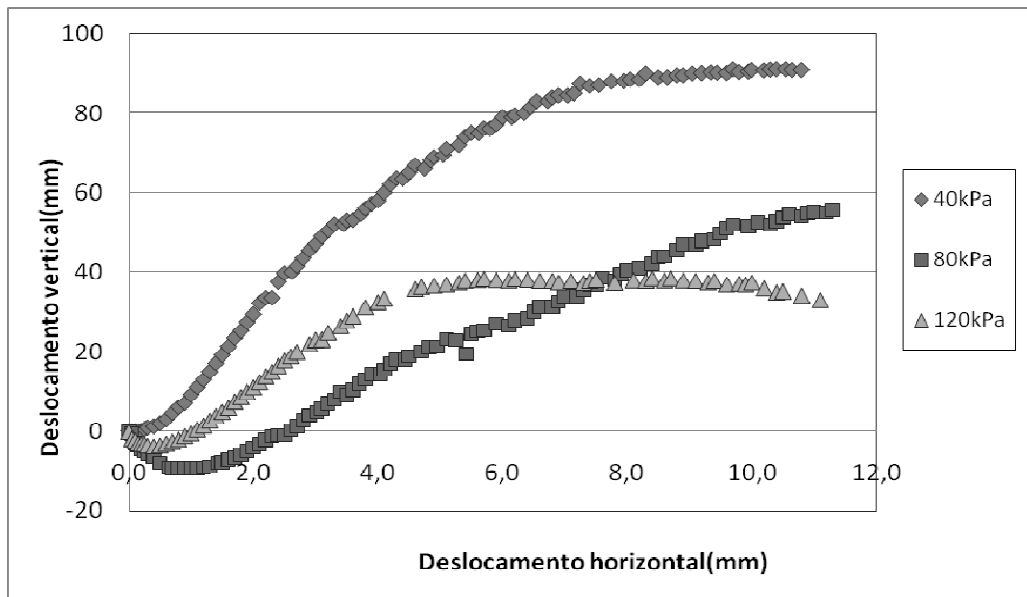


Figura 5.3. Relação entre Deslocamento vertical x Deslocamento horizontal para areia seca.

A partir dos valores de resistência para cada tensão normal aplicada é possível traçar a envoltória de ruptura para a areia seca e calcular seus parâmetros de resistência.

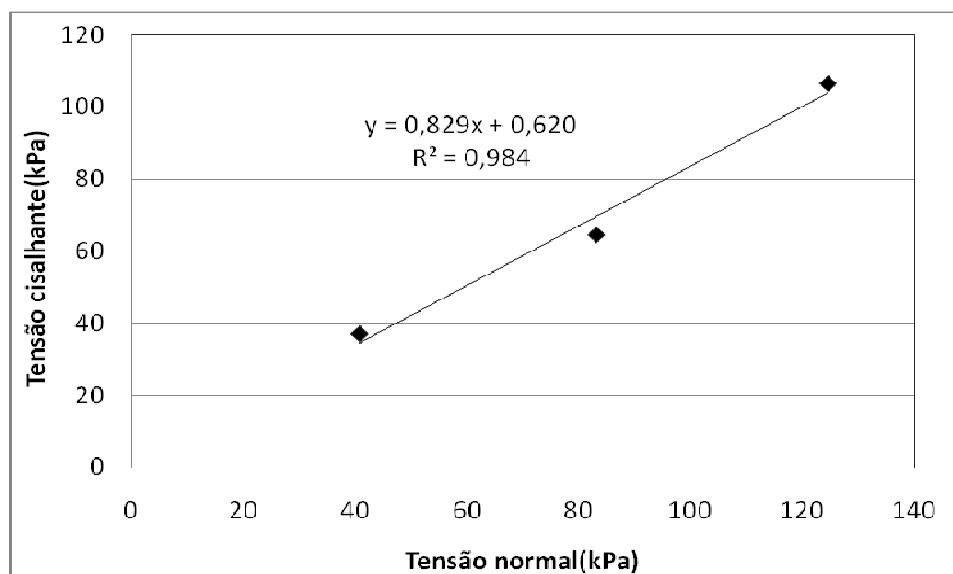


Figura 5.4. Envoltória de ruptura para a areia seca.

O ângulo de atrito interno (ϕ) obtido é de $39,7^\circ$. Sabe-se que as condições do ensaio de cisalhamento direto são diferentes das condições do ensaio triaxial,

no qual foram realizados os experimentos com solo-colóide. Enquanto no primeiro ensaio tem-se a tensão aplicada em apenas uma face (normal), no ensaio triaxial o confinamento é aplicado em todas as faces do corpo de prova. Por este motivo, corrige-se o ângulo de atrito obtido no ensaio de cisalhamento direto para um valor 10% menor, como referência para os ensaios triaxiais com solo-colóide. Esta correção tem como base o que se observa quando uma mesma amostra de solo é submetida a tensões cisalhantes em ensaios de cisalhamento direto e em ensaios triaxiais. Assim, o ângulo de atrito interno considerado como referência para a areia seca é de $35,7^\circ$.

5.3. Produção do corpo de prova e preparação do equipamento

Para a produção dos corpos de prova foi necessária a refrigeração prévia do colóide para um estado de maior viscosidade, que permite a mistura do solo granular sem que haja a decantação de seus grãos tornando a amostra uniforme. Esta refrigeração prévia foi realizada a 5°C negativos com tempo aproximado de 40 minutos. Depois disso, foi feita a mistura com a areia de forma lenta para se evitar a formação de bolhas. A mistura foi colocada em um molde bipartido, de 4" de diâmetro interno, juntamente com a membrana de látex que será utilizada no ensaio. No molde foi instalado um suporte para evitar o vazamento do colóide pela parte inferior, assim a própria membrana de látex teve a função de um *o-ring*. Para que as áreas da base e do topo do corpo de prova tivessem diâmetros aproximados, foi instalada uma válvula através da qual o ar entre a membrana e o molde era retirado, sendo que o seu fechamento mantinha o vácuo no interior, minimizando a influência da membrana de látex na deformação da área superior do corpo de prova. Além disso, para que o ar entre a membrana e o tubo não escape através da junção do molde bipartido, foi preciso o seu selamento com silicone a cada amostra produzida.

Depois disso, o corpo de prova foi submetido à refrigeração juntamente com o molde representado na Foto 5.7. Após aproximadamente 30 minutos o colóide obtém consistência e o corpo de prova já apresenta certa rigidez. Para a

colocação da amostra na câmara triaxial, primeiramente foi retirado o suporte e assim o corpo de prova, ainda dentro do molde, foi sobreposto à base metálica da câmara triaxial apresentada na Foto 5.8.

A base metálica da câmara possui três orifícios, com 4 mm de diâmetro, pelos quais, com a linha saturada, são medidos os valores de poropressão gerados no corpo de prova durante os ensaios. Acima desta base foi posicionada uma pedra porosa saturada e um filtro para evitar o entupimento da pedra com colóide. Esta base ainda tem o papel de transmissão da pressão proveniente do deslocamento do Belofran localizado sob a mesma. A base, a pedra porosa e o filtro também possuem 4" de diâmetro.

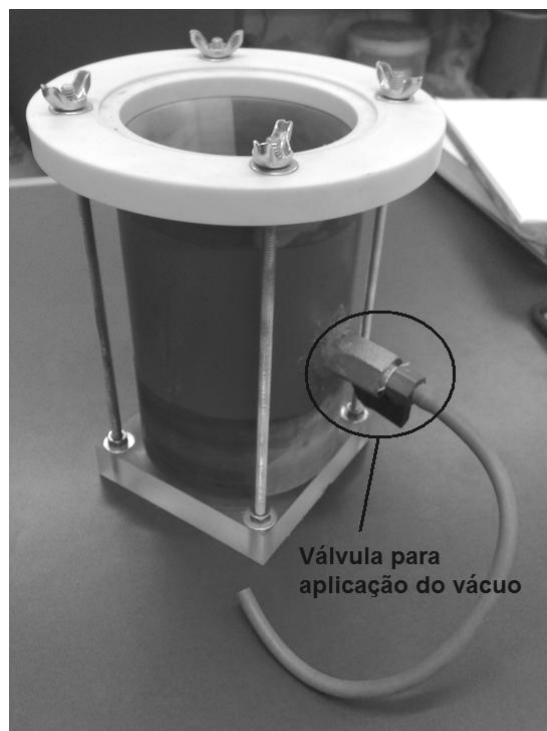


Foto 5.7. Molde bipartido para produção dos corpos de prova.

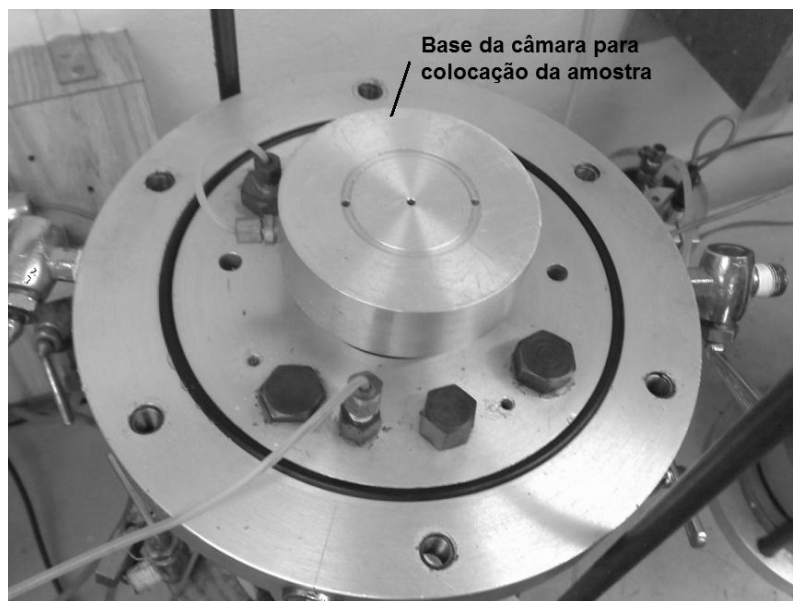


Foto 5.8. Base metálica da câmara triaxial para deslocamento da amostra e medição da poropressão.

Acima do corpo de prova foi instalada uma placa de acrílico também com três orifícios de 4 mm de diâmetro (FOTO 5.9). Esta por sua vez tem o objetivo de transmitir a vazão de colóide, proveniente da amostra, além de manter contato direto com a célula de carga e evitar deformações irregulares do corpo de prova durante o ensaio. Entre a placa de acrílico e o corpo de prova foi posicionada uma chapa de alumínio perfurada com orifícios de aproximadamente 4 mm, em substituição à pedra porosa, para permitir a passagem do colóide (FOTO 5.10). Logo abaixo desta chapa colocou-se um filtro, talagarça, para se evitar a locomoção do solo arenoso para a linha de drenagem, com abertura em torno de 0,8 mm. Tanto a chapa de acrílico, a chapa de alumínio perfurada e o filtro possuem diâmetro de 4”.

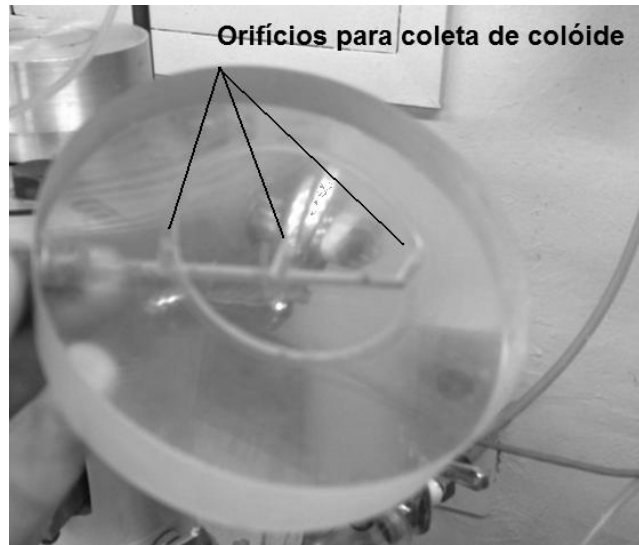


Foto 5.9. Placa de acrílico para captação e drenagem do colóide.

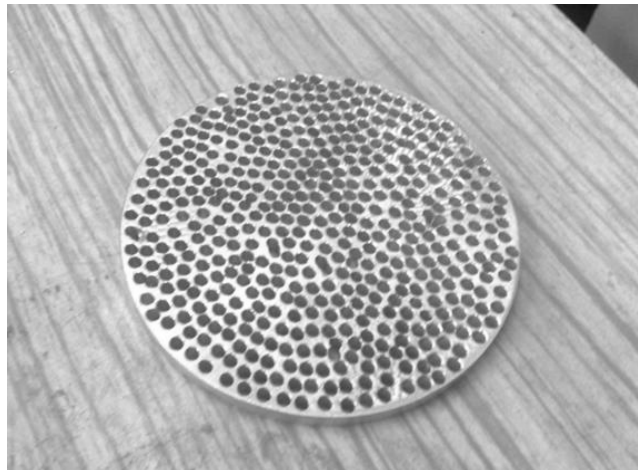


Foto 5.10. Chapa de alumínio perfurada para drenagem do colóide.

Logo após a retirada do corpo de prova do refrigerador, já com a membrana de látex, posiciona-o na base da câmara triaxial sobre a pedra porosa e filtro. Na parte superior é instalado o topo de acrílico juntamente com a chapa de alumínio perfurada e o filtro. Assim, tem-se o corpo de prova posicionado para o início do ensaio (FOTO 5.11).

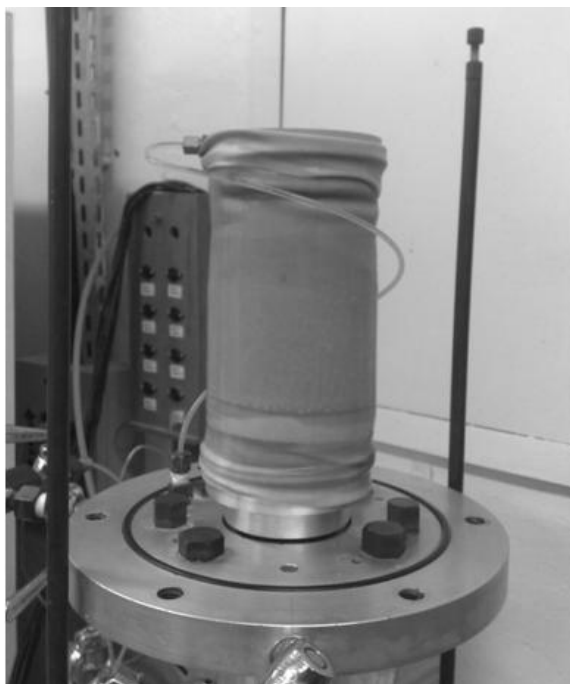


Foto 5.11. Corpo de prova posicionado para o ensaio.

Após a colocação da câmara e o preenchimento com água, até o nível do topo de acrílico, tem-se o equipamento para o início da fase de confinamento, como representado pela Figura 5.5.

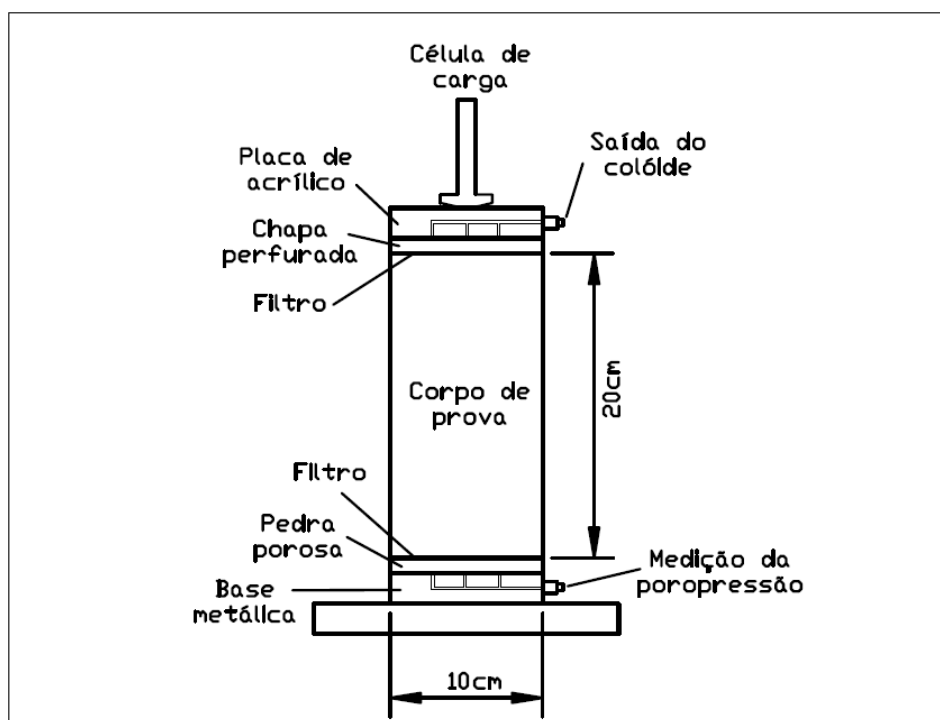


Figura 5.5. Esquema da montagem do equipamento.

5.4. Calibração dos equipamentos

Todos os equipamentos (transdutores de deslocamento, pressão, carga e volume) foram calibrados para se evitar erros de medição. Desta forma, obtiveram-se as aproximações lineares em relação às leituras do equipamento eletrônico. Seus resultados são apresentados nas figuras a seguir.

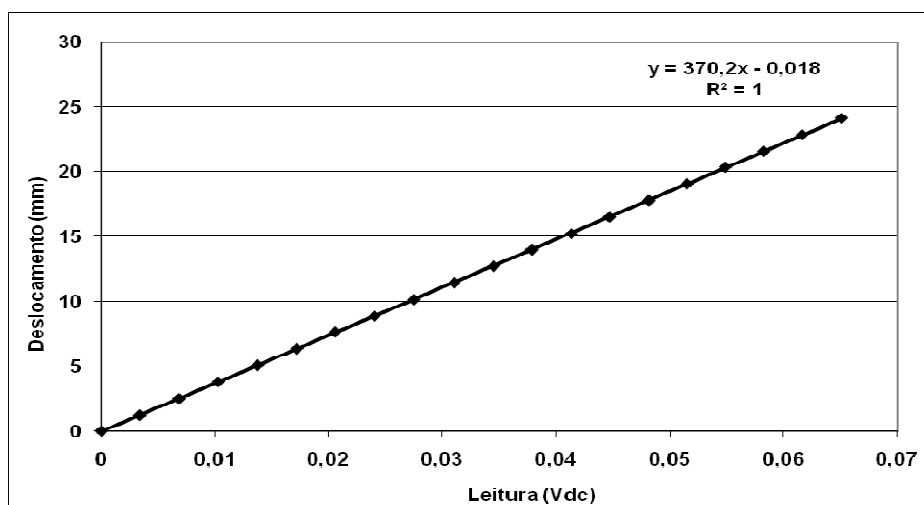


Figura 5.6. Calibração do extensômetro utilizado para medição da deformação axial.

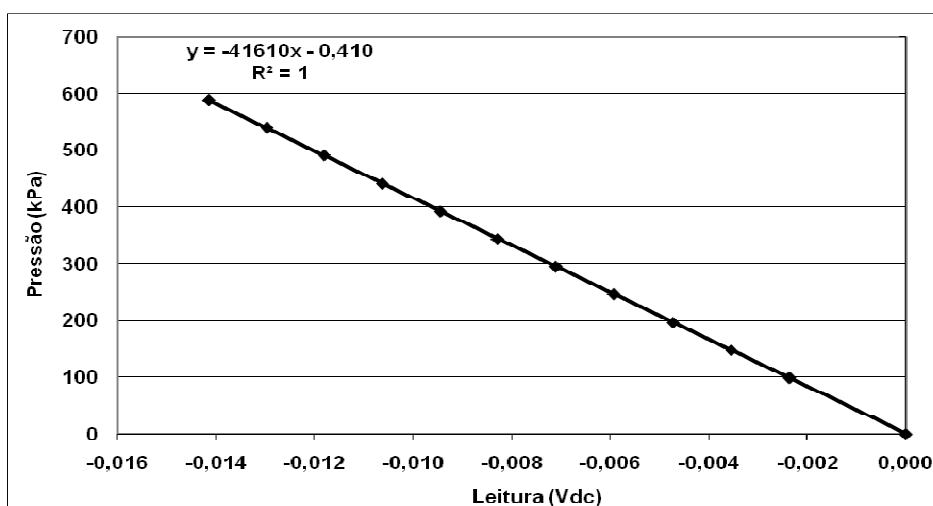


Figura 5.7. Calibração do transdutor de pressão utilizado para medição da poropressão e da tensão de confinamento.

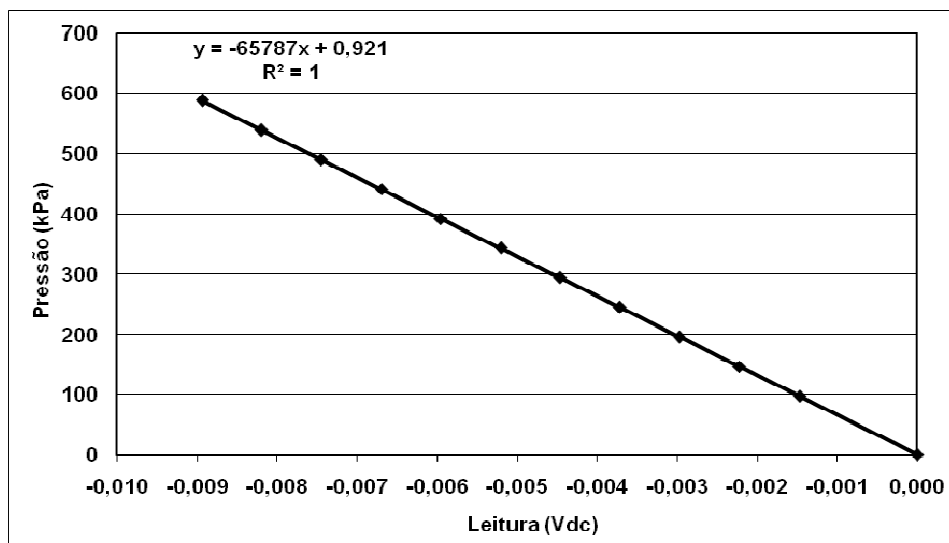


Figura 5.8. Calibração do transdutor de pressão utilizado para medição da pressão aplicada na base da câmara.

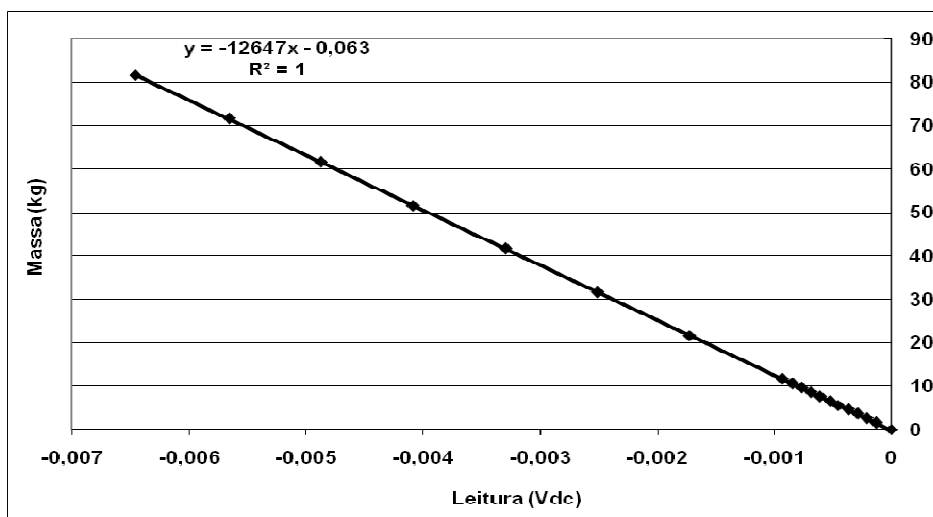


Figura 5.9. Calibração da célula de carga para medição da tensão desviadora.

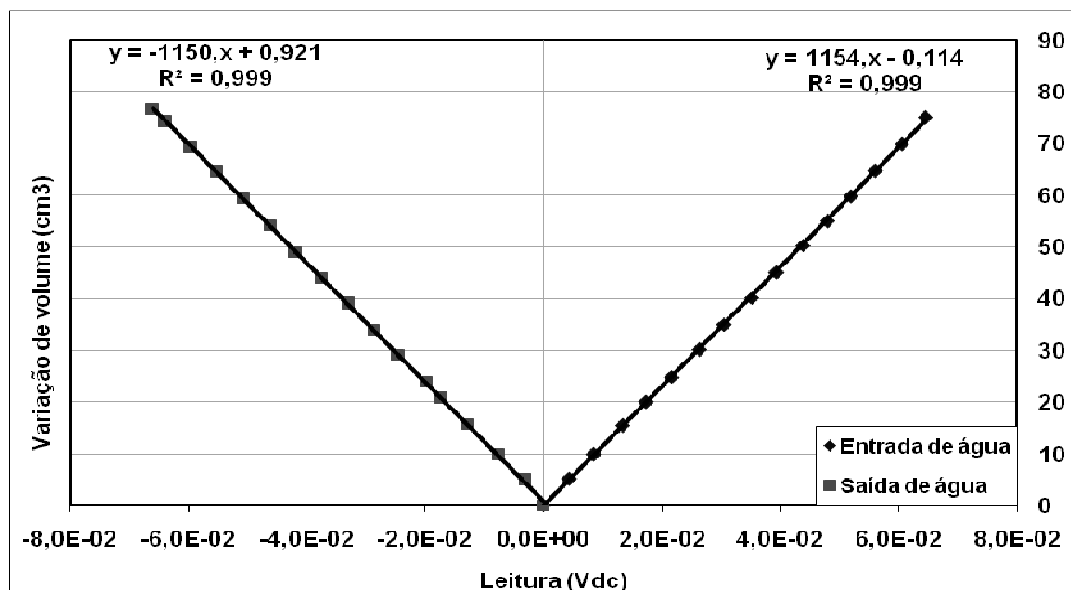


Figura 5.10. Calibração do medidor de variação de volume.

5.5. Procedimentos de ensaio

Etapa 1 - Primeiramente são tomadas as medidas básicas para o começo dos ensaios triaxiais. As tubulações são todas saturadas antes do início de cada ensaio, assim como a pedra porosa e a chapa de acrílico instaladas na base e topo do corpo de prova, respectivamente. A câmara é fechada e a água introduzida em seu interior. Ajusta-se a célula de carga encostando-a na placa de acrílico sobreposta ao corpo de prova. Aplica-se uma contrapressão no medidor de variação de volume em torno de 2 kPa, para o enchimento do diafragma inferior do medidor.

Etapa 2 - A tensão confinante é aplicada aos poucos, gerando-se poropressão na amostra, até o momento em que a tensão efetiva inicial desejada é alcançada, obtendo-se o parâmetro B de Skempton após a estabilização da poropressão. Verifica-se que mesmo com a drenagem aberta, no momento do confinamento não há fluxo de colóide, ou seja, não há deformação volumétrica, provavelmente, devido à característica viscosa do material, visto que, aparentemente, os vazios da areia estavam preenchidos com colóide no momento da mistura.

Etapa 3 - Inicia-se o procedimento de aplicação de carga através do aumento da pressão no diafragma da base da câmara, que ocasiona a tensão desviadora na amostra. Durante a aplicação da tensão desviadora os excessos de poropressão são medidos e relacionados com os incrementos de tensão, obtendo-se a variação do parâmetro A de Skempton. Durante esta etapa a linha de drenagem também permaneceu aberta, sendo que neste caso houve um baixo fluxo de colóide resultando em pequenas variações de deformação volumétrica.

Ao todo foram realizados 18 ensaios drenados com tensão controlada, sendo 12 ensaios de carregamento rápido e 6 ensaios de carregamento lento, para tensões efetivas iniciais de 50 kPa e 90 kPa, considerando três porcentagens de colóide: 30%, 35% e 40%, conforme Tabela 5.1. Os ensaios rápidos simulam um processo de carregamento mais rápido do que o processo de biodegradação da matéria orgânica ($\Delta\sigma_d/\Delta t > \Delta\sigma_{bio}/\Delta t$). Para os ensaios de carregamento lento, considera-se que o processo de biodegradação, ou derretimento do colóide, ocorre antes dos incrementos de carga ao corpo de prova ($\Delta\sigma_d/\Delta t < \Delta\sigma_{bio}/\Delta t$), através do aquecimento da água posteriormente despejada na câmara.

Tabela 5.1. Relação de ensaios solo-colóide.

$(\Delta\sigma_d/\Delta t) > (\Delta\sigma_{bio}/\Delta t)$		$(\Delta\sigma_d/\Delta t) < (\Delta\sigma_{bio}/\Delta t)$		
50kPa	90kPa	50kPa	90kPa	
<i>2 ensaios</i>	<i>2 ensaios</i>	<i>1 ensaio</i>	<i>1 ensaio</i>	30%
<i>2 ensaios</i>	<i>2 ensaios</i>	<i>1 ensaio</i>	<i>1 ensaio</i>	35%
<i>2 ensaios</i>	<i>2 ensaios</i>	<i>1 ensaio</i>	<i>1 ensaio</i>	40%

6. RESULTADOS E ANÁLISE

6.1. Ensaios de carregamento rápido

Os ensaios de carregamento rápido foram realizados duas vezes e apresentados na Tabela 6.1. As deformações axiais medidas são menores do que ocorreram na realidade, pois a capacidade de medição do extensômetro e as alturas dos corpos de prova, que variaram entre 18 e 20 cm, não permitiram medições maiores do que 20% de deformação axial, visto que as amostras romperam abruptamente. O tempo total de cada ensaio de carregamento rápido foi de 40 minutos a 1 hora, dependendo da quantidade de colóide utilizado e do confinamento.

Para a definição do instante que a tensão desviadora deveria sofrer o incremento, verificou-se qual o estado de fluência do material, no qual a taxa de deformação axial torna-se mínima, mas constante. Ensaios preliminares indicaram que esta deformação é de $0,5 \times 10^{-3}$ mm/segundo. Desta forma, cada carga permaneceu aplicada até o momento em que a taxa de deformação axial igualou-se ao estado de fluência definido.

Ressalta-se que no momento da aplicação da tensão de confinamento as drenagens permaneceram abertas, mas mesmo assim não houve fluxo de colóide. Isto porque o colóide gelatinoso estava em seu estado sólido a temperatura ambiente. Os resultados da etapa de confinamento para os 12 ensaios rápidos realizados são dados na Tabela 6.1.

Tabela 6.1. Resultados do confinamento das amostras solo-colóide para carregamento rápido.

Identificação do Ensaio	% de colóide em volume	Confinamento (kPa)	Poropressão (kPa)	Tensão efetiva inicial (kPa)	Parâmetro B de Skempton
30R50-1	30	75	24,2	50,8	0,32
30R50-2	30	85	33,7	51,3	0,4
30R90-1	30	119	29,0	90,0	0,24
30R90-2	30	132	40,9	91,1	0,31
35R50-1	35	85	35,7	49,3	0,42
35R50-2	35	120	68,8	51,2	0,57
35R90-1	35	130	40,0	90,0	0,31
35R90-2	35	133	42,0	91,0	0,32
40R50-1	40	100	48,7	51,3	0,49
40R50-2	40	115	66,7	48,3	0,54
40R90-1	40	300	210,0	90,0	0,73
40R90-2	40	200	111,0	89,0	0,56

Obs.: As deformações volumétrica foram iguais a zero para todos os casos da Tabela 6.1.

6.1.1. Ensaios com 40% de colóide, carregamento rápido e 50 kPa de tensão efetiva inicial – 40R50

Os ensaios apresentaram tensões de ruptura de 31 kPa para uma deformação axial medida de 17,5% e 11 kPa para uma deformação de 14,5%, respectivamente sendo que o segundo ensaio apresentou uma ruptura mais rápida do que o esperado, com base nos resultados dos outros ensaios.

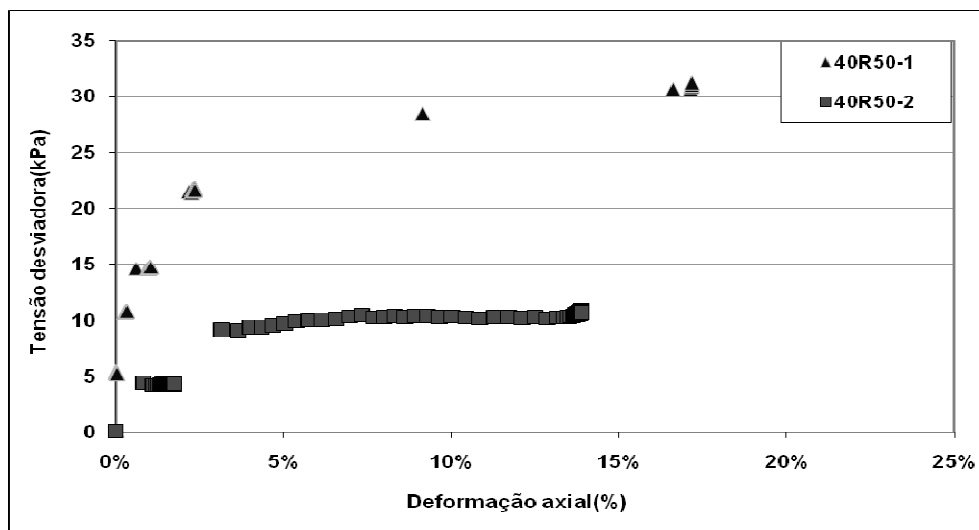


Figura 6.1. Tensão desviadora x Deformação axial (Ensaio 40R50).

As deformações axiais apresentadas crescem de maneira abrupta a partir do momento em que há a ruptura do corpo de prova, neste caso, em 2% de deformação axial até a posição máxima de medição. Já as deformações volumétricas ocorrem gradativamente até o final da ruptura, quando esta deformação apresenta um aumento brusco, passando de 0,5% a 2,7% no segundo ensaio e de 0,7% a 1,9% para o primeiro, conforme a Figura 6.2.

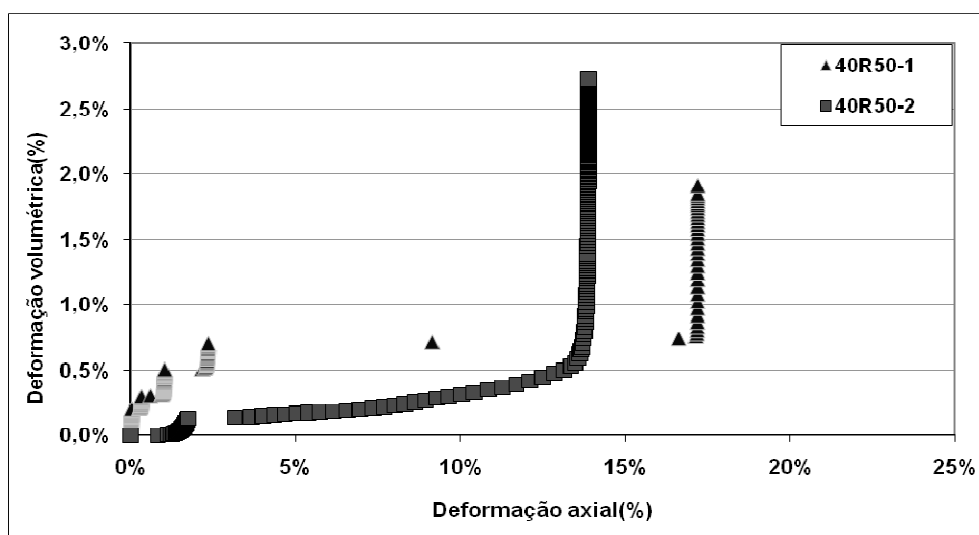


Figura 6.2. Deformação volumétrica x Deformação axial (Ensaio 40R50).

A poropressão apresenta comportamento semelhante à deformação volumétrica, quando comparada à deformação axial. Da mesma maneira a

poropressão cresce de forma lenta com os acréscimos de tensão e no instante logo após a ruptura tem um aumento rápido. Ressalta-se que os excessos de poropressão observados são positivos, configurando assim, uma situação de corpo de prova saturado.

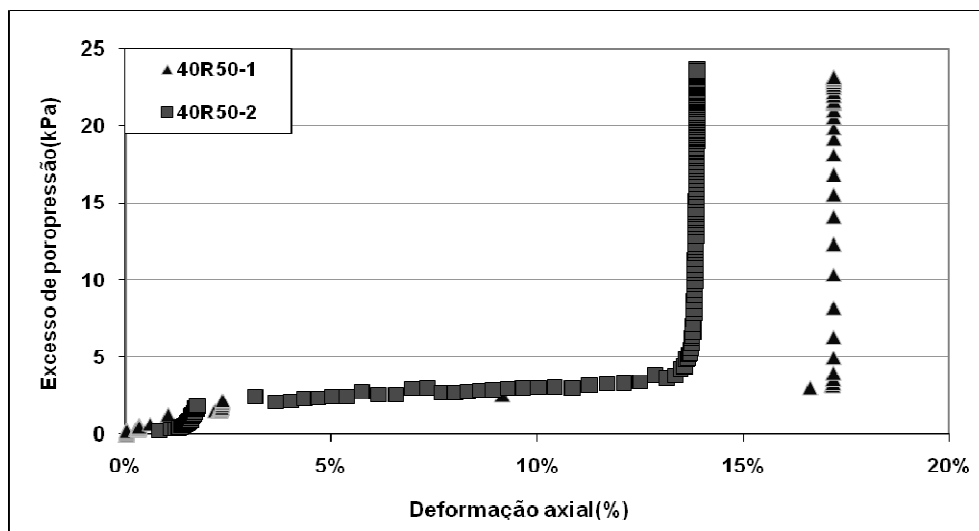


Figura 6.3. Excesso de poropressão x Deformação axial (Ensaio 40R50).

Para uma melhor visualização do comportamento da poropressão, esta foi relacionada com as deformações volumétricas e apresentada a seguir.

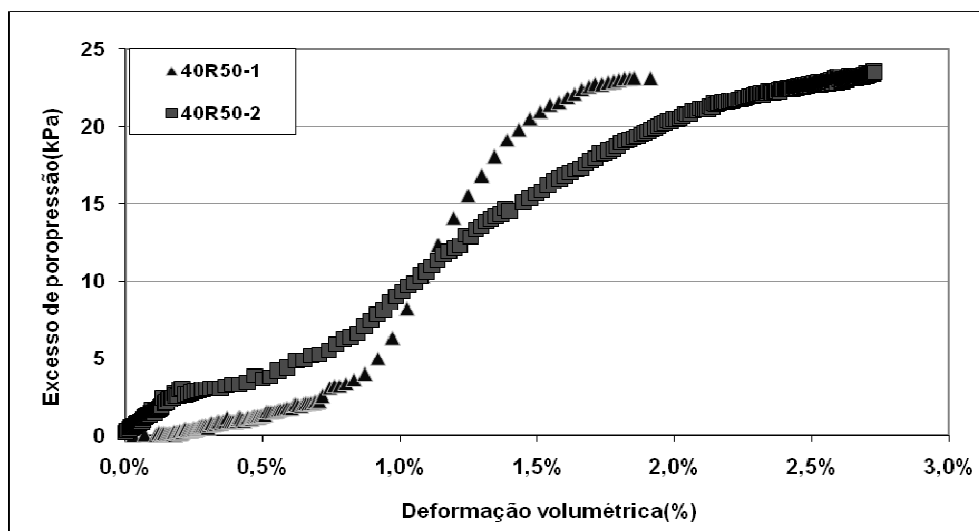


Figura 6.4. Excesso de poropressão x Deformação volumétrica (Ensaio 40R50).

Na Figura 6.5 a seguir é observado o comportamento do parâmetro A de Skempton, ou seja, a relação do excesso de poropressão em função do incremento de tensão desviadora aplicada. O objetivo disso é conhecer a poropressão gerada com a aplicação de determinada tensão. Esse parâmetro pode ser relacionado com a trajetória de tensões efetivas, sendo que valores acima de 0,5 devem fornecer trajetórias com inclinação para a esquerda, como é verificado neste caso, em que o parâmetro A chega a aproximadamente 1,5.

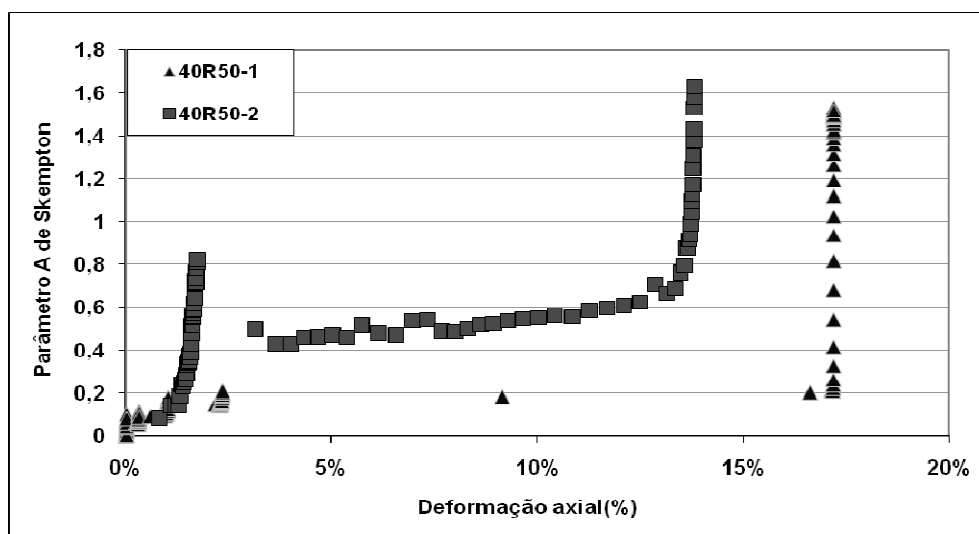


Figura 6.5. Parâmetro A de Skempton x Deformação axial (Ensaio 40R50).

6.1.2. Ensaio com 40% de colóide, carregamento rápido e 90 kPa de tensão efetiva inicial – 40R90

A deformação axial medida para ambos os ensaios é de aproximadamente 20%, sendo as tensões de ruptura para o primeiro e segundo ensaios de 98 kPa e 65 kPa, respectivamente. Verifica-se que apenas no primeiro ensaio foi apresentado um pico de ruptura bem definido.

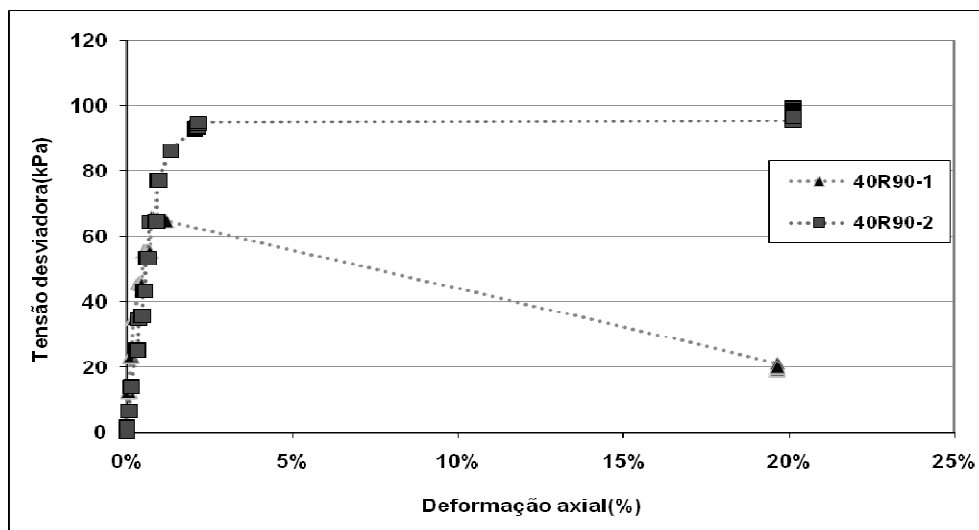


Figura 6.6. Tensão desviadora x Deformação axial (Ensaio 40R90).

A variação das deformações volumétricas se intensifica após o momento de ruptura do corpo de prova, chegando a valores de 2,8% e 2,5% para primeiro e segundo ensaios, como é visualizado na Figura 6.7.

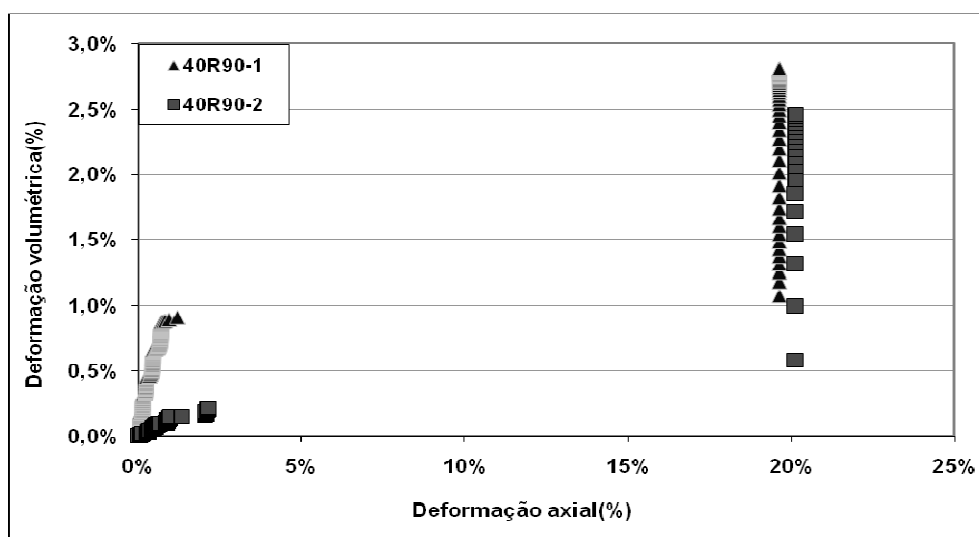


Figura 6.7. Deformação volumétrica x Deformação axial (Ensaio 40R90).

O excesso de poropressão também aumenta de forma brusca no momento da ruptura, mas nestes casos tem uma queda até o ponto de partida da poropressão. Para o primeiro ensaio o excesso de poropressão atingiu no pico cerca de 70 kPa e o segundo ensaio cerca de 56 kPa, valores bem superiores aos encontrados nos ensaios 40R50, que correspondem à tensão

efetiva inicial de 50 kPa. Isso porque as tensões de confinamento neste caso são maiores do que no caso anterior, conforme se verifica na Tabela 6.1.

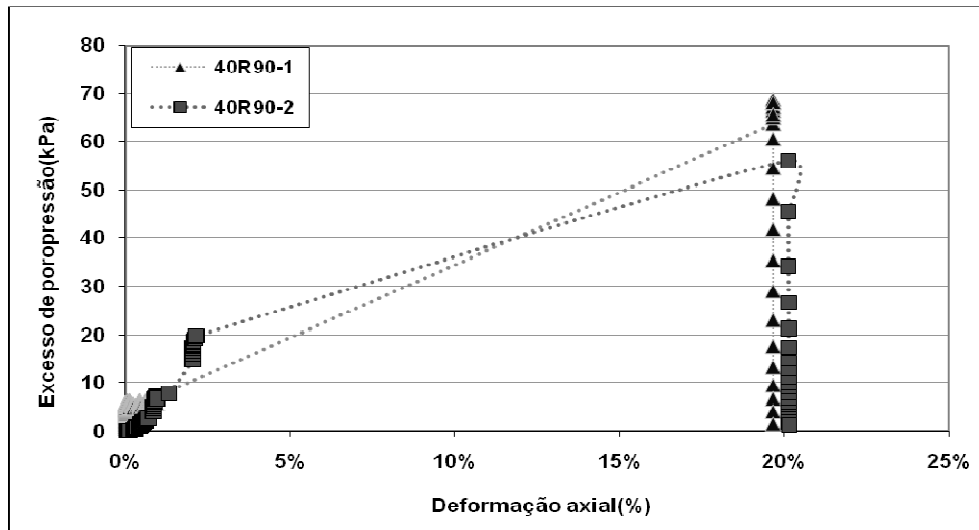


Figura 6.8. Excesso de poropressão x Deformação axial (Ensaio 40R90).

Pela Figura 6.9 verifica-se melhor a tendência de queda do excesso de poropressão após a ruptura, neste caso, relacionando com a deformação volumétrica.

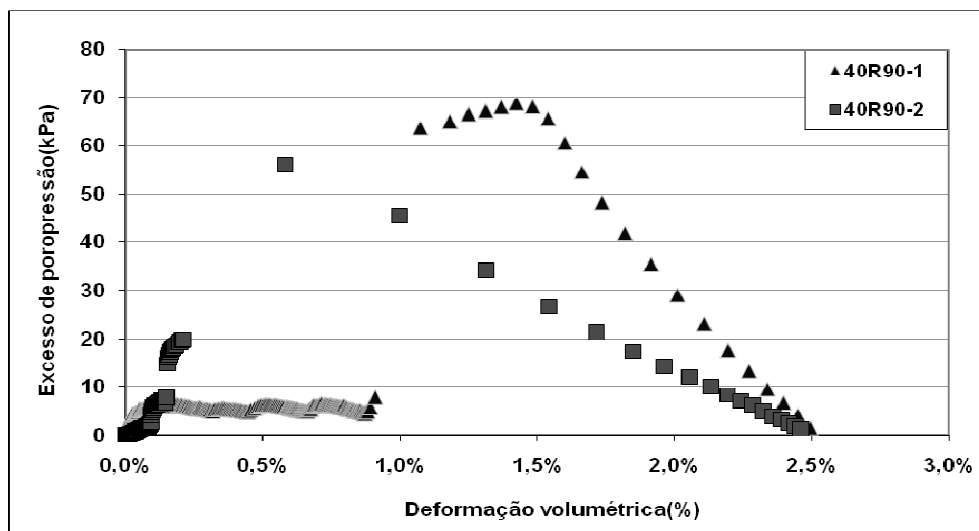


Figura 6.9. Excesso de poropressão x Deformação volumétrica (Ensaio 40R90).

O comportamento do parâmetro A de Skempton tende a ser próximo ao da poropressão em relação à deformação axial, como é apresentado na Figura 6.10.

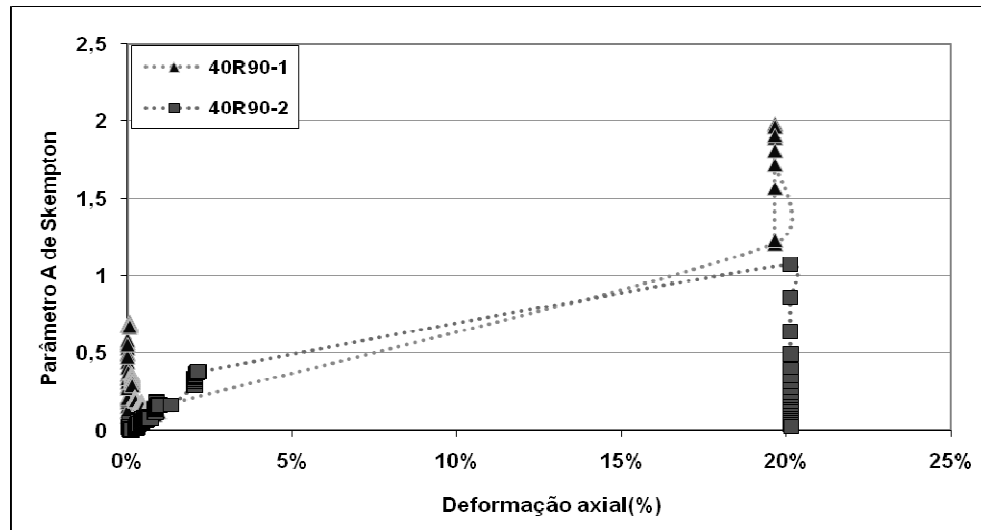


Figura 6.10. Parâmetro A de Skempton x Deformação axial (Ensaio 40R90).

6.1.3. Ensaios com 35% de colóide, carregamento rápido e 50 kPa de tensão efetiva inicial – 35R50

Neste caso ambos os ensaios apresentaram picos de resistência definidos em 55 kPa e 42 kPa para o primeiro e segundo ensaios. As deformações medidas foram de 18,5% e 16,5%, respectivamente.

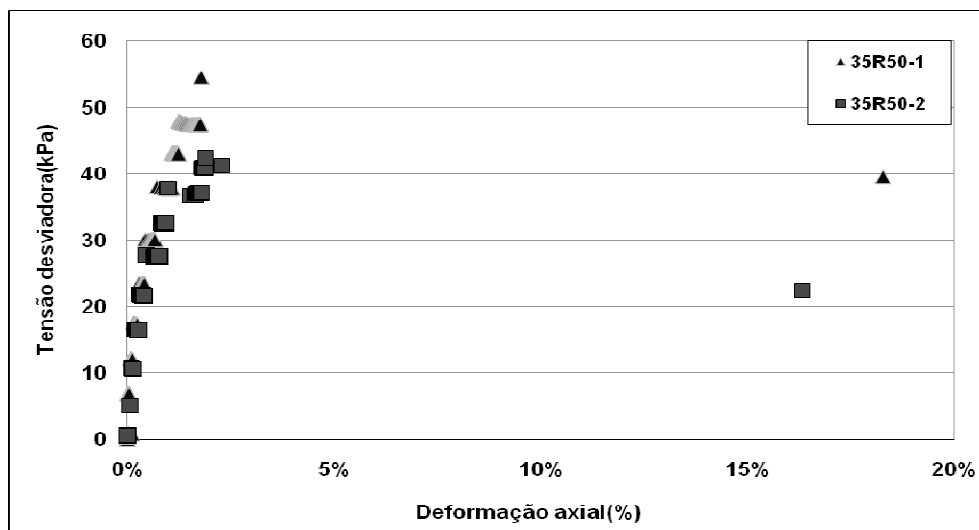


Figura 6.11. Tensão desviadora x Deformação axial (Ensaio 35R50).

As deformações volumétricas novamente têm um crescimento maior logo após a ruptura do corpo de prova. Essas deformações são menores do que as apresentadas nos resultados dos ensaios com 40% colóide, devido à diminuição deste teor para 35%.

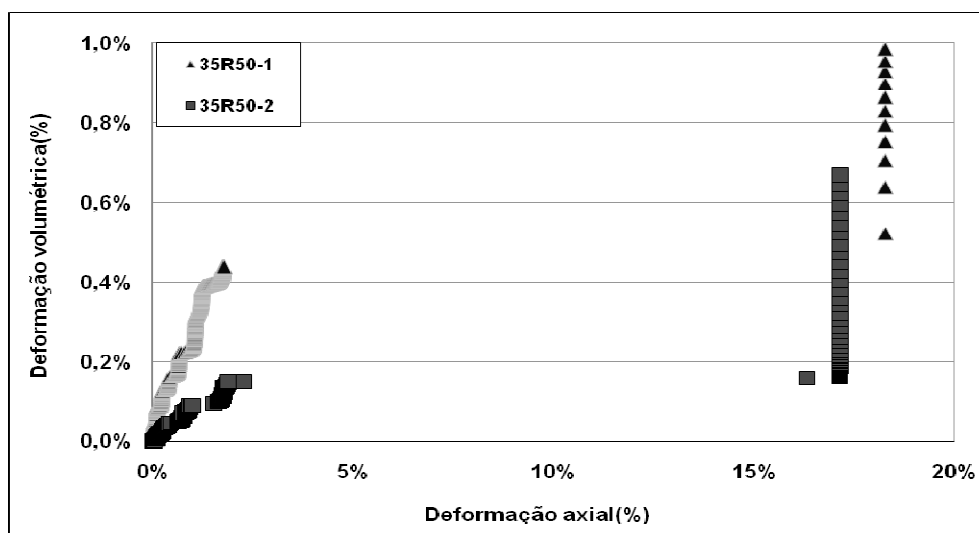


Figura 6.12. Deformação volumétrica x Deformação axial (Ensaio 35R50).

O excesso de poropressão apresenta aumento após a ruptura e se mantém a certo nível como é apresentado nas Figuras 6.13 e 6.14. Comportamento este, semelhante ao verificado para os ensaios 40R50. O que também acontece com o parâmetro A, apresentado na Figura 6.15.

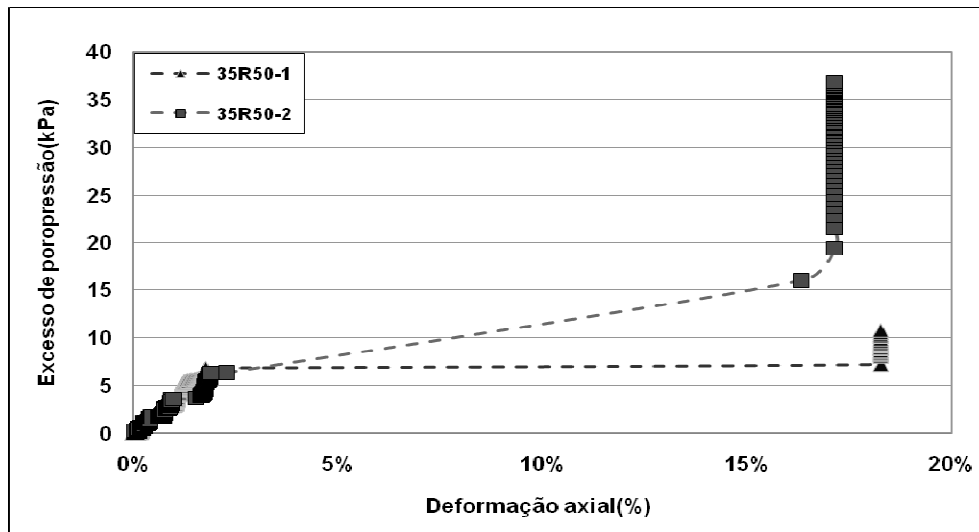


Figura 6.13. Excesso de poropressão x Deformação axial (Ensaio 35R50).

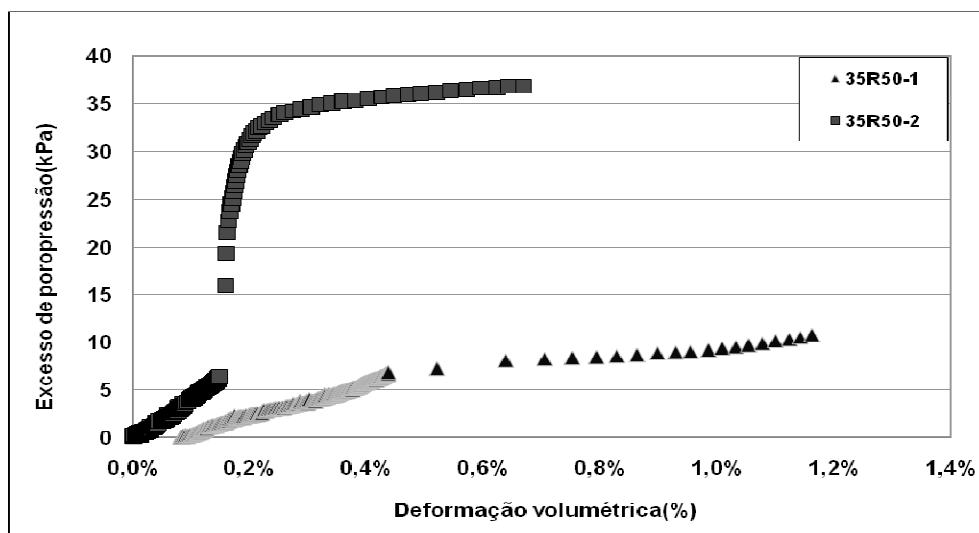


Figura 6.14. Excesso de poropressão x Deformação volumétrica (Ensaio 35R50).

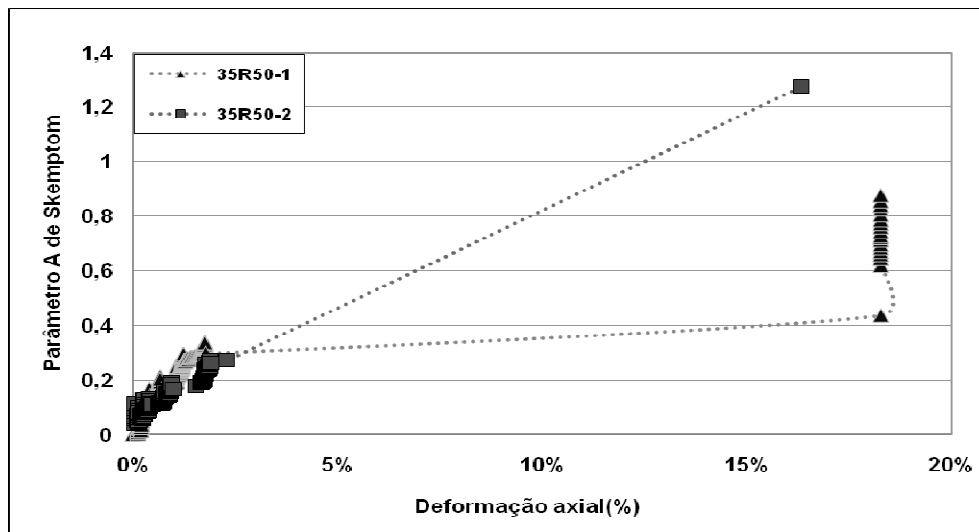


Figura 6.15. Parâmetro A de Skempton x Deformação axial (Ensaio 35R50).

6.1.4. Ensaios com 35% de colóide, carregamento rápido e 90 kPa de tensão efetiva inicial – 35R90

Os ensaios apresentaram comportamento semelhante, como deve acontecer, com valores de tensão máxima em torno de 100 kPa e não apresentando picos de ruptura.

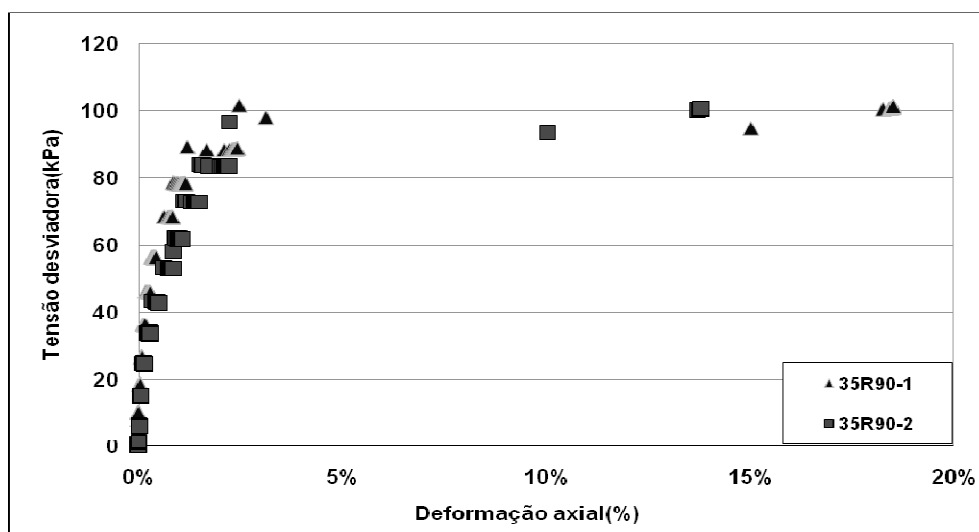


Figura 6.16. Tensão desviadora x Deformação axial (Ensaio 35R90).

Novamente a deformação volumétrica apresenta maior variação após a ruptura, assim como a deformação axial, apresentadas na Figura 6.17.

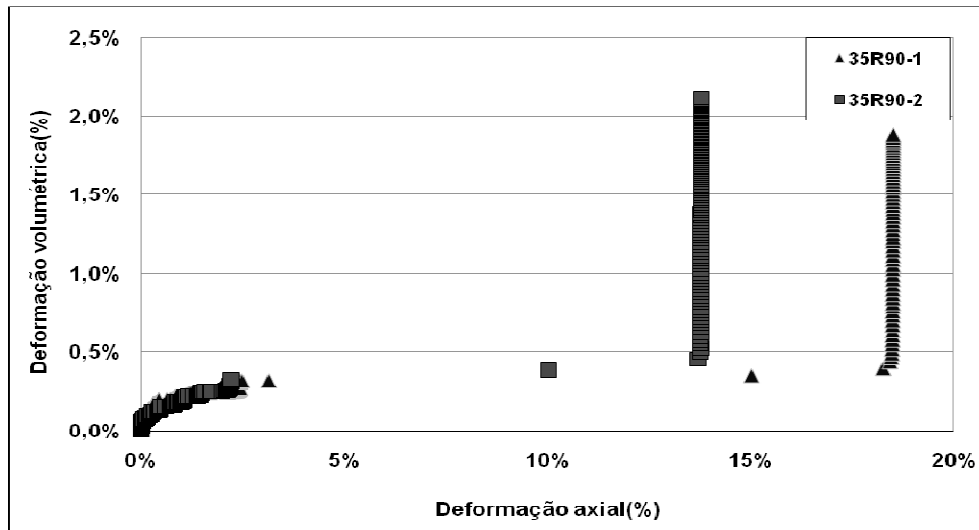


Figura 6.17. Deformação volumétrica x Deformação axial (Ensaio 35R90).

Com base nas Figuras 6.18 e 6.19 é verificado o comportamento da geração de poropressão conforme as deformações axial e volumétrica.

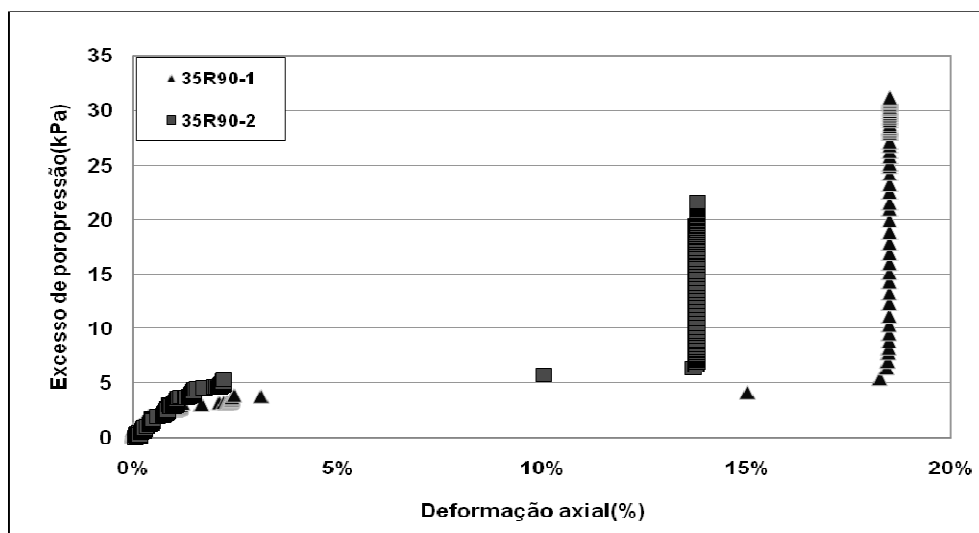


Figura 6.18. Excesso de poropressão x Deformação axial (Ensaio 35R90).

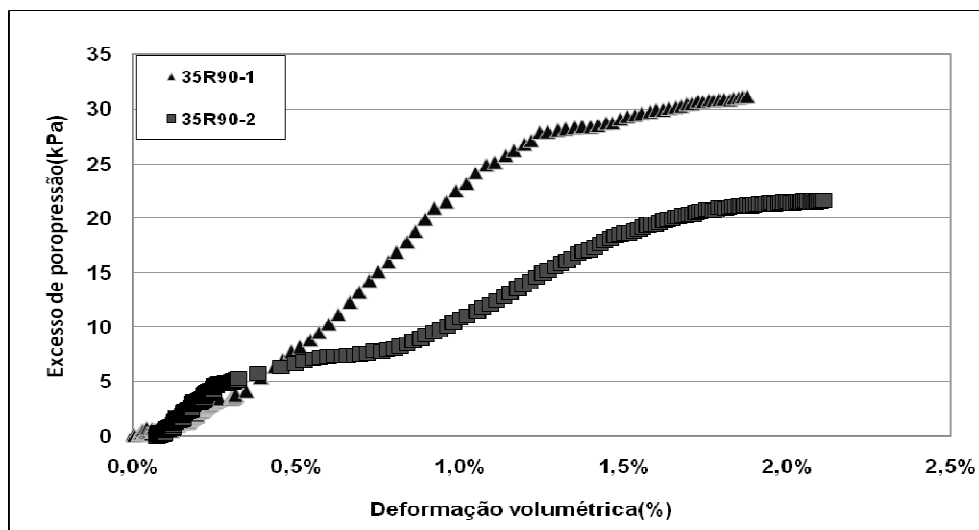


Figura 6.19. Excesso de poropressão x Deformação volumétrica (Ensaio 35R90).

Tanto o parâmetro A, quanto a poropressão não apresentaram queda em seus valores como foi verificado nos ensaios 40R90.

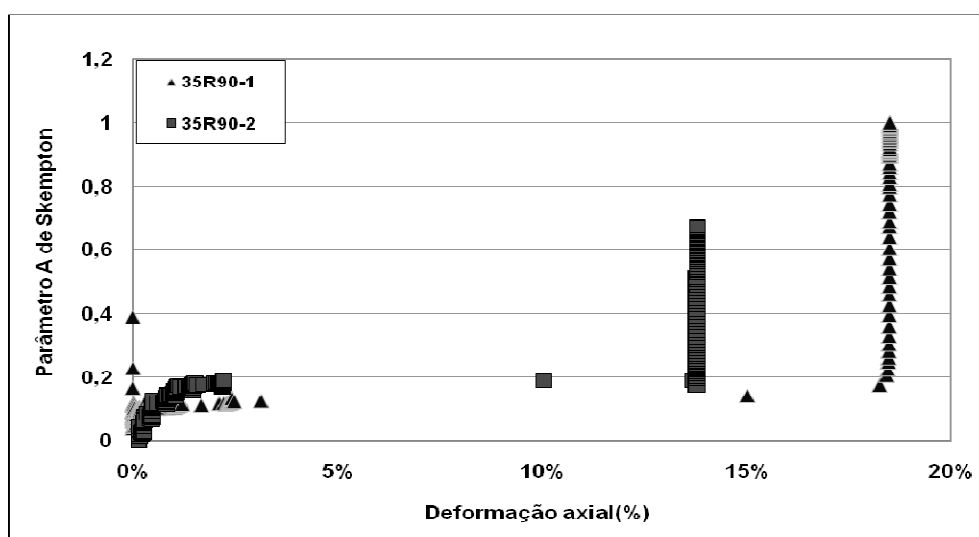


Figura 6.20. Parâmetro A de Skempton x Deformação axial (Ensaio 35R90).

6.1.5. Ensaios com 30% de colóide, carregamento rápido e 50 kPa de tensão efetiva inicial – 30R50

As curvas tensão x deformação para os ensaios foram semelhantes com exceção de uma leve tendência de pico no caso do primeiro ensaio, sendo os valores de ruptura próximos a 61 kPa.

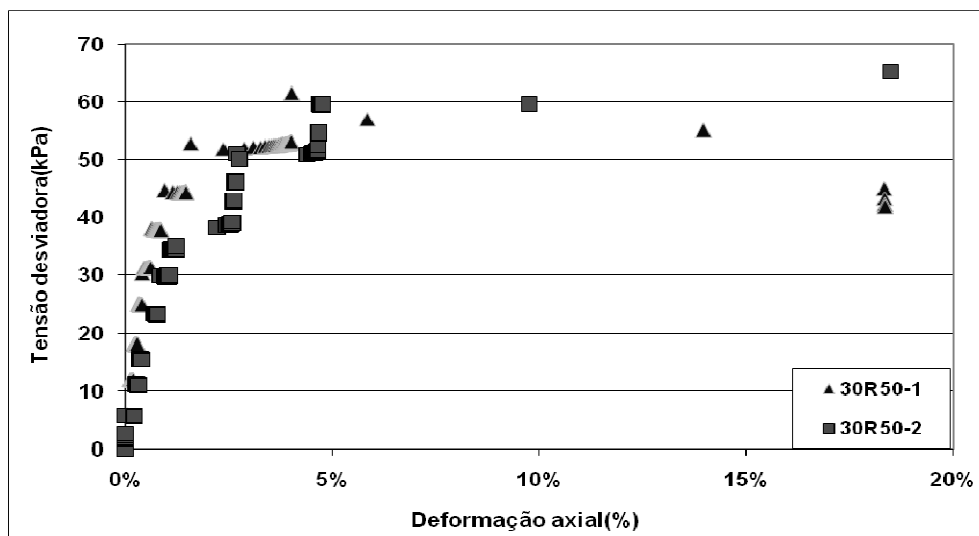


Figura 6.21. Tensão desviadora x Deformação axial (Ensaio 30R50).

As deformações volumétricas também foram muito semelhantes como se observa na figura abaixo. Verifica-se que o momento em que ocorre a ruptura é diferente do que nos casos com maior teor de colóide. Neste caso houve a ruptura com 5% de deformação axial. Para os ensaios 35R50, que se referem a 35% de colóide e 50 kPa de tensão efetiva inicial a ruptura ocorreu com 2,5% de deformação axial. Para a mesma tensão efetiva e 40% de colóide esta ruptura sucedeu em aproximadamente 2% de deformação. Isto porque neste caso a quantidade relativa de areia na mistura solo-colóide é maior.

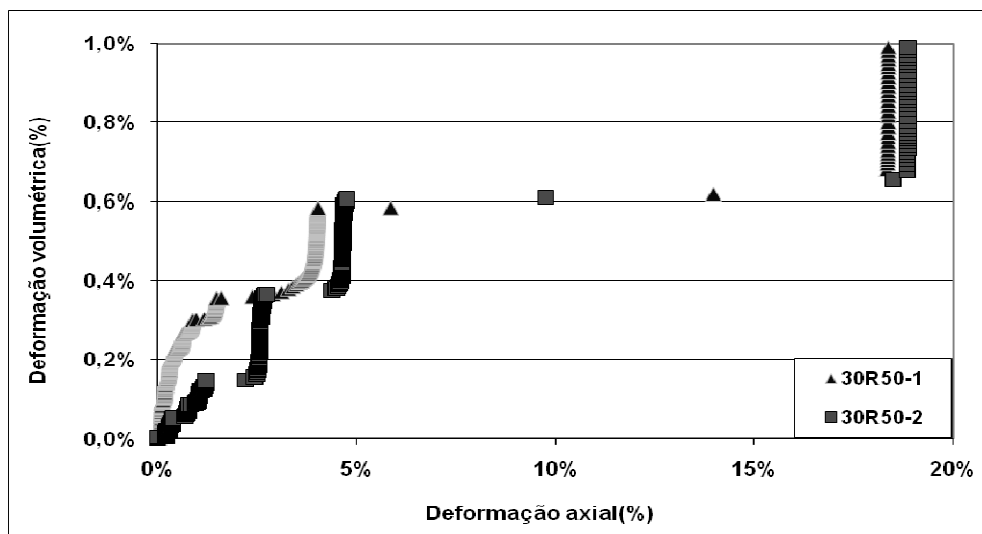


Figura 6.22. Deformação volumétrica x Deformação axial (Ensaio 30R50).

Os comportamentos dos resultados de crescimento da poropressão em relação à deformação axial e volumétrica são semelhantes aos obtidos nos ensaios anteriores, assim como o parâmetro A.

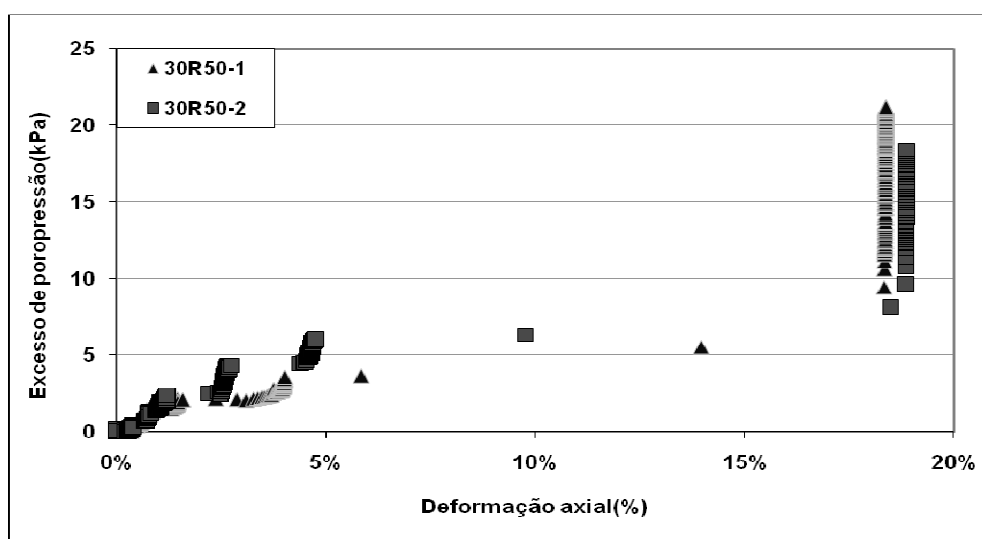


Figura 6.23. Excesso de poropressão x Deformação axial (Ensaio 30R50).

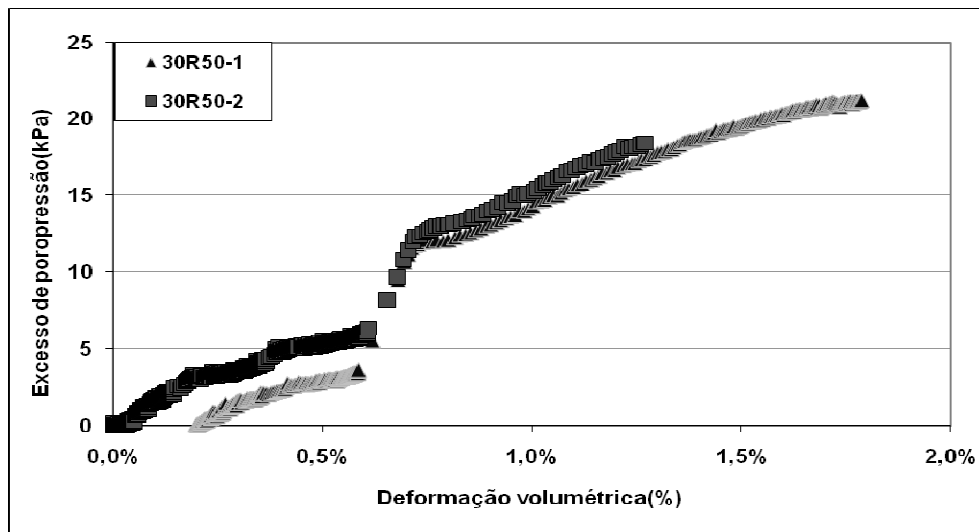


Figura 6.24. Excesso de poropressão x Deformação volumétrica (Ensaio 30R50).

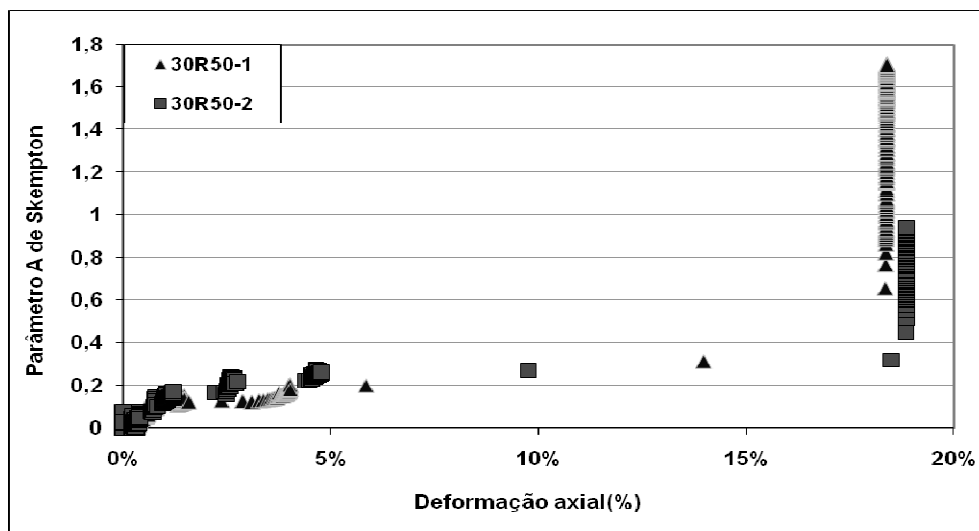


Figura 6.25. Parâmetro A de Skempton x Deformação axial (Ensaio 30R50).

6.1.6. Ensaios com 30% de colóide, carregamento rápido e 90 kPa de tensão efetiva inicial

Nos casos apresentados na Figura 6.26 não foram observados picos de resistência e as tensões obtidas são maiores do que as verificadas nos ensaios anteriores, pois neste caso a amostra possui apenas 30% de colóide e 90 kPa de tensão efetiva inicial.

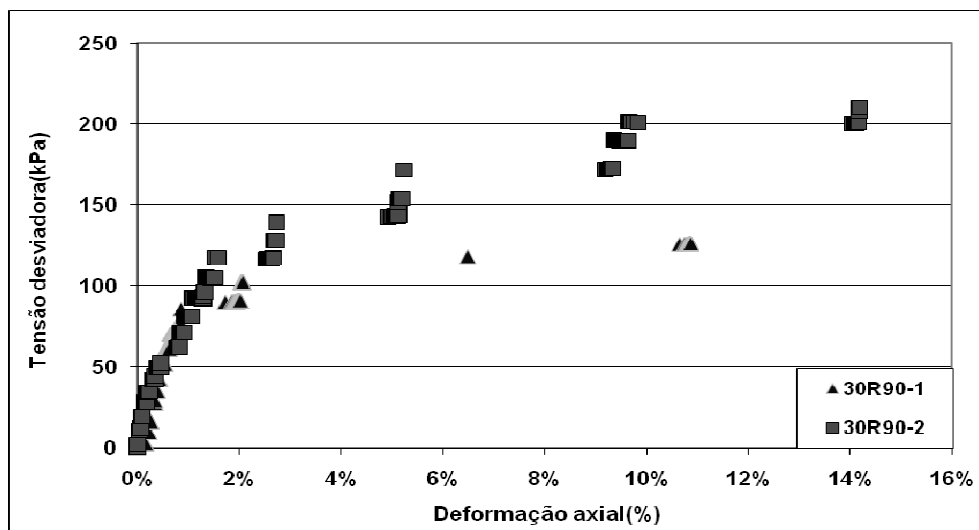


Figura 6.26. Tensão desviadora x Deformação axial (Ensaio 30R90).

A deformação volumétrica do primeiro ensaio se aproximou à deformações obtidas anteriormente, entretanto o segundo ensaio apresentou variação abaixo do esperado, em relação aos dados dos ensaios anteriores.

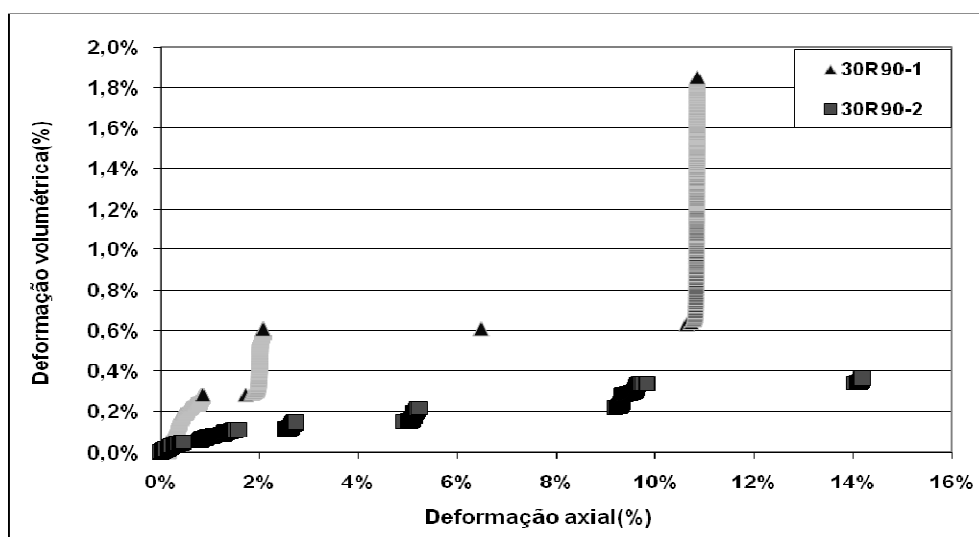


Figura 6.27. Deformação volumétrica x Deformação axial (Ensaio 30R90).

Os valores de propressão gerada também foram abaixo do esperado para o caso do ensaio 30R90-2, como se observa nas Figuras 6.28 e 6.29 e consequentemente afetando também o resultado do parâmetro A verificado na Figura 6.30. Observa-se que a propressão não chegou a entrar na fase de

crescimento abrupto, provavelmente por não ter apresentado a ruptura do corpo de prova como foi verificada em outros ensaios.

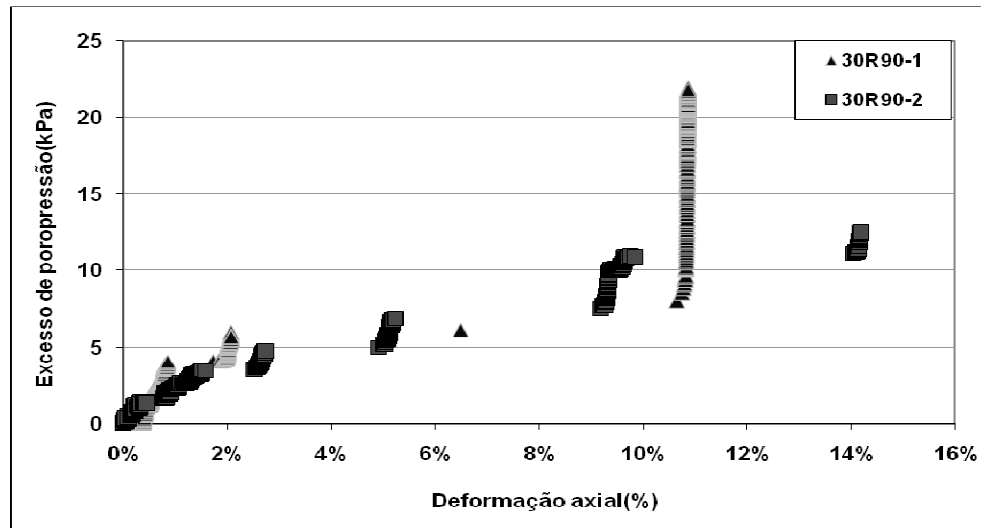


Figura 6.28. Excesso de poropressão x Deformação axial (Ensaio 30R90).

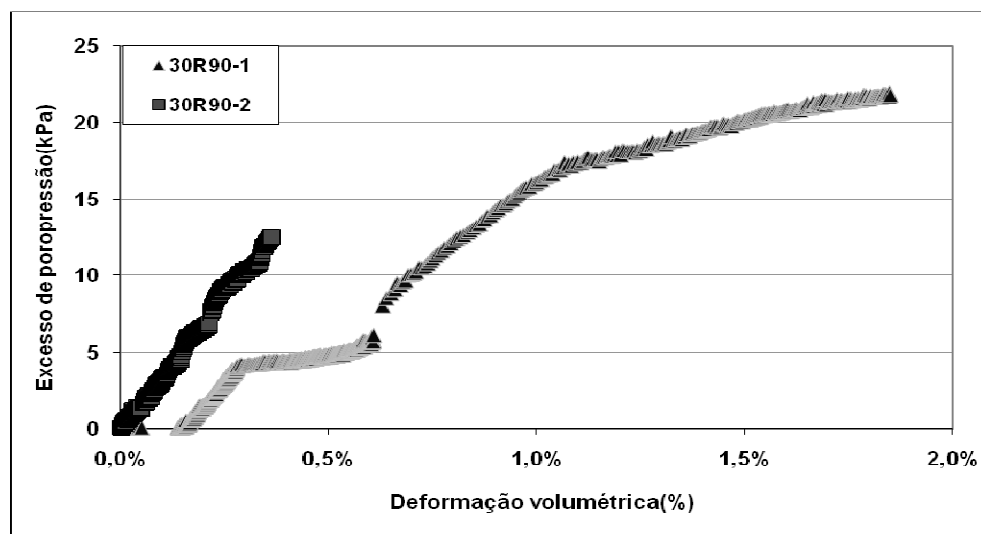


Figura 6.29. Excesso de poropressão x Deformação volumétrica (Ensaio 30R90).

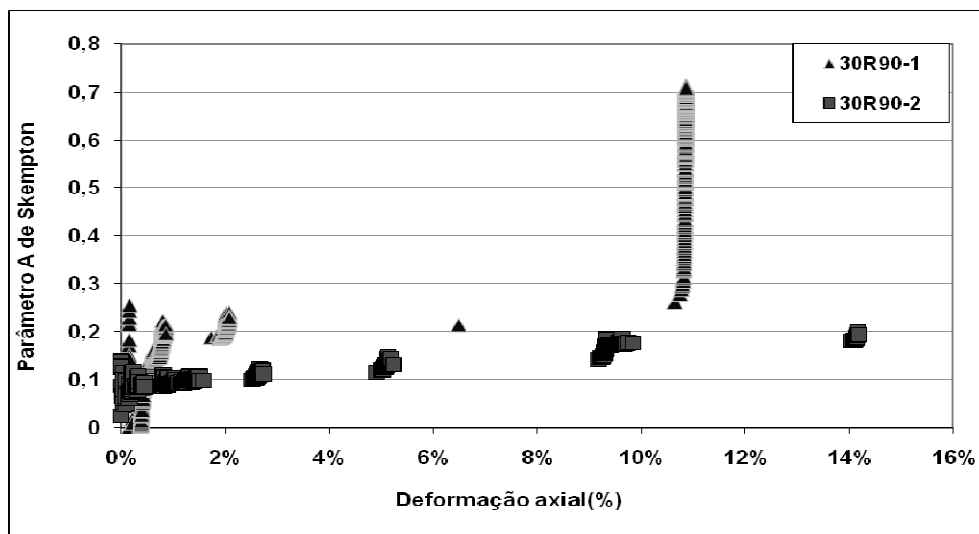


Figura 6.30. Parâmetro A de Skempton x Deformação axial (Ensaio 30R90).

6.2. Análise dos resultados de carregamento rápido

Os resultados mostram, de maneira geral, que os valores finais do parâmetro A, tendem a ser menores quando se diminui o teor de colóide da mistura. Além disso, este parâmetro também apresenta valores menores quando a tensão de confinamento é maior, ou seja, para um mesmo incremento de tensão desviadora gera-se menores excessos de poropressão quando o corpo de prova é submetido a um maior confinamento.

Os excessos de poropressão gerados tendem a situar-se entre 12 e 32 kPa. A única exceção ocorre nos ensaios 40R90 que apresentaram poropressões entre 60 e 70 kPa e, além disso, nestes casos a poropressão não se estabilizou com o tempo após a ruptura do corpo de prova.

Uma das hipóteses que pode explicar os comportamentos observados de rupturas bruscas com excessos de poropressões positivos é a liquefação do material. Da mesma forma como ocorre em areias fofas saturadas, quanto maior a densidade do corpo de prova, menores são as quedas de tensão após os picos de ruptura.

6.3. Parâmetros de resistência para ensaios rápidos

Os coeficientes de resistência foram obtidos com base na envoltória de ruptura de Mohr-Coulomb neste caso representada pela relação q x p' , obtidos através das Equações 6.1b e 6.2c.

$$q = \frac{(\sigma_1 - \sigma_3)}{2} \quad (6.1a)$$

$$q = \frac{\sigma_d}{2} \quad (6.1b)$$

$$p = \frac{(\sigma_1 + \sigma_3)}{2} \quad (6.2a)$$

$$p = \frac{(\sigma_3 + \sigma_d + \sigma_3)}{2} \quad (6.2b)$$

$$p = \sigma_3 + \frac{\sigma_d}{2} \quad (6.2c)$$

$$p' = p - U \quad (6.3)$$

Onde σ_1 é a tensão principal maior, σ_3 é a tensão confinante e σ_d a tensão desviadora, sendo que $\sigma_1 = \sigma_3 + \sigma_d$. U é a poropressão medida.

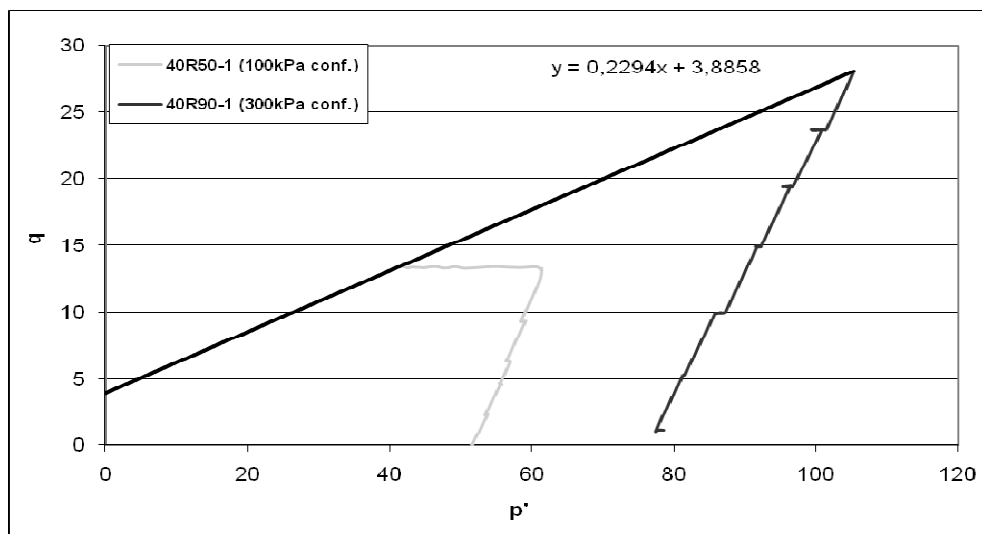


Figura 6.31. Envolvória de resistência (Ensaio 40R50-1 e 40R90-1).

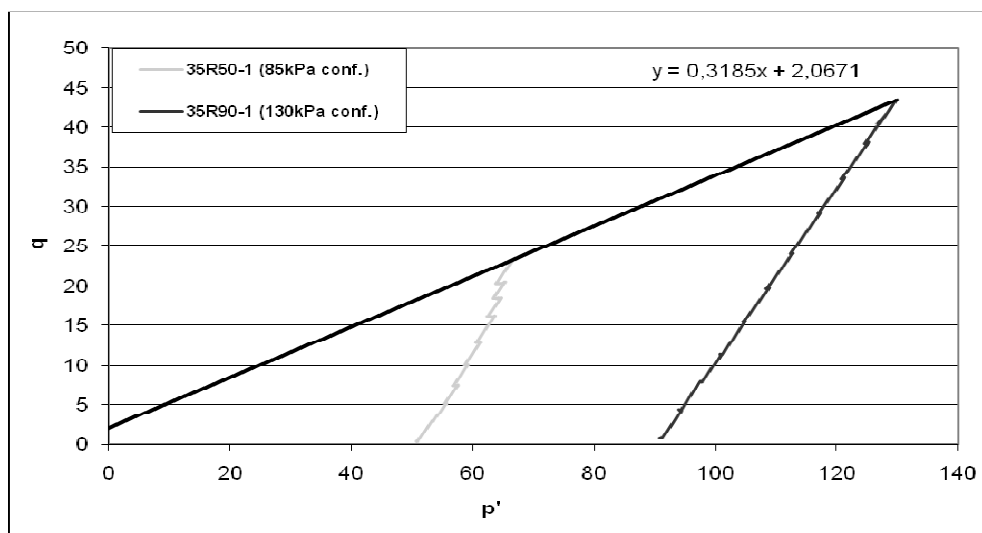


Figura 6.32. Envolvória de resistência (Ensaio 35R50-1 e 35R90-1).

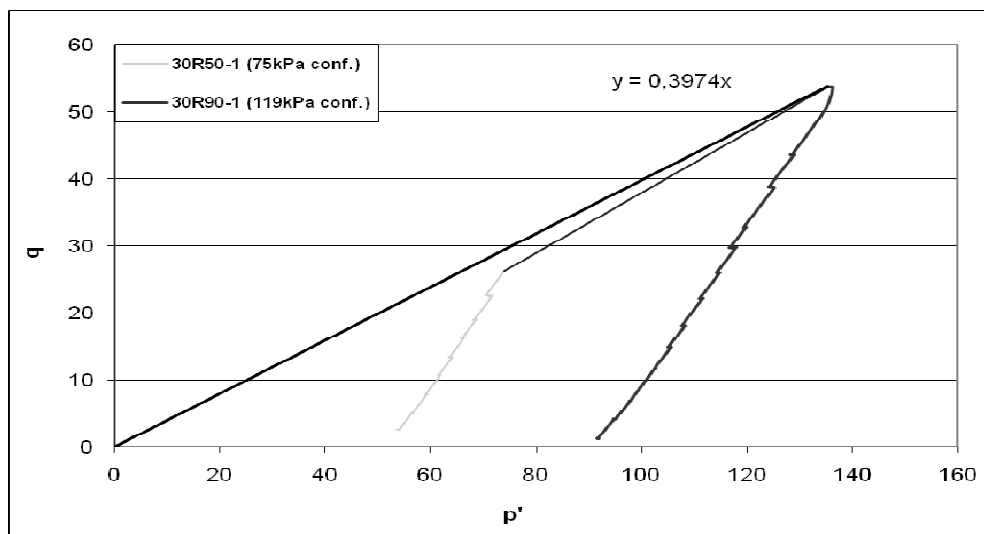


Figura 6.33. Envoltória de resistência (Ensaio 30R50-1 e 30R90-1).

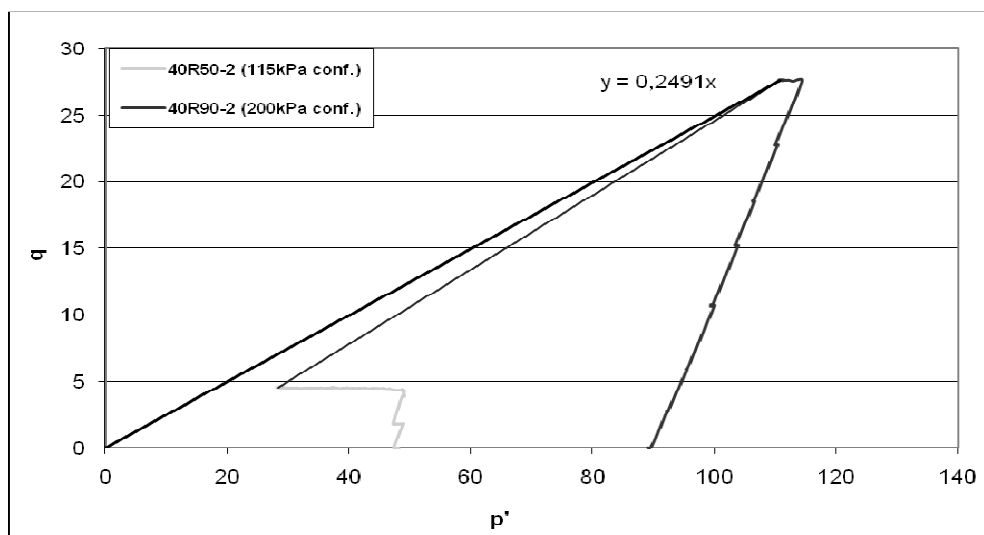


Figura 6.34. Envoltória de resistência (Ensaio 40R50-2 e 40R90-2).

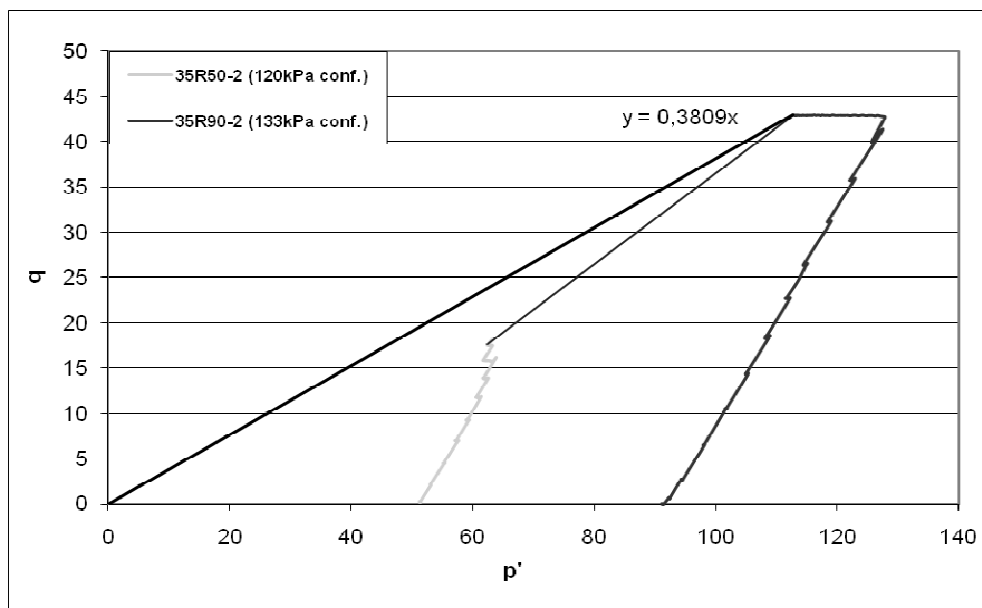


Figura 6.35. Envoltória de resistência (Ensaio 35R50-2 e 35R90-2).

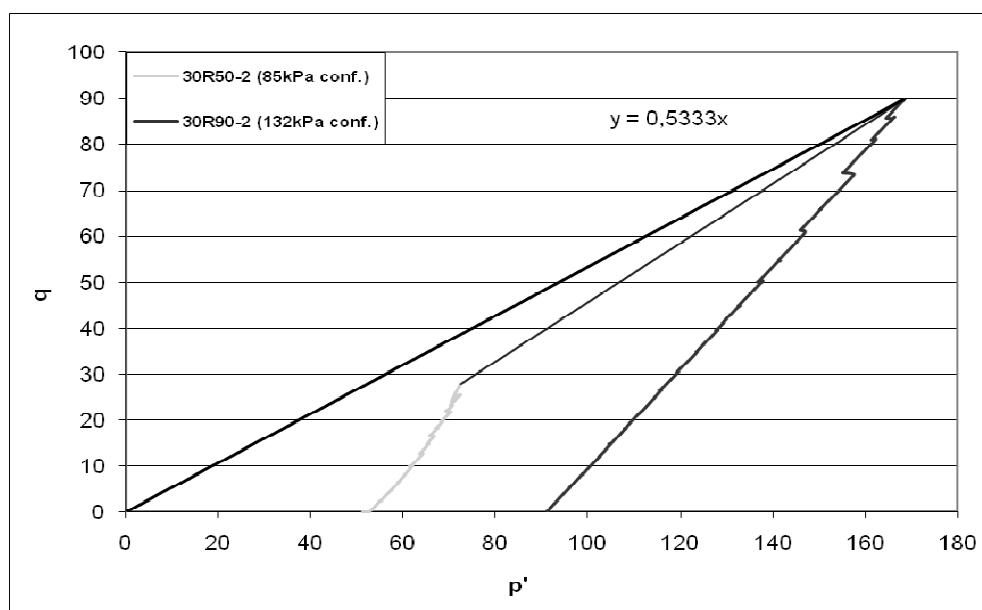


Figura 6.36. Envoltória de resistência (Ensaio 30R50-2 e 30R90-2).

Nas Figuras 6.33 a 6.36 foi necessário o ajuste da reta da envoltória de ruptura pois a mesma não passaria pela origem. Fisicamente uma coesão negativa não teria sentido, por isso ela deve ser ajustado em zero.

Os coeficientes angulares (α) dados pelas envoltórias de ruptura observadas nas Figuras 6.31 a 6.36 são utilizados para se obter o ângulo de atrito do material (φ) através da Equação 6.4. Já os coeficientes lineares (c') das

envoltórias, verificadas nas figuras anteriores, são utilizados para o cálculo da coesão (c) através da Equação 6.5.

$$\varphi = \arcsin(\alpha) \quad (6.4)$$

$$c = \frac{c'}{\cos(\varphi)} \quad (6.5)$$

Com isso, foram calculados os parâmetros de resistência para os ensaios de carregamento rápido em relação aos teores de colóide, como é apresentado nas Figuras 6.37 e 6.38.

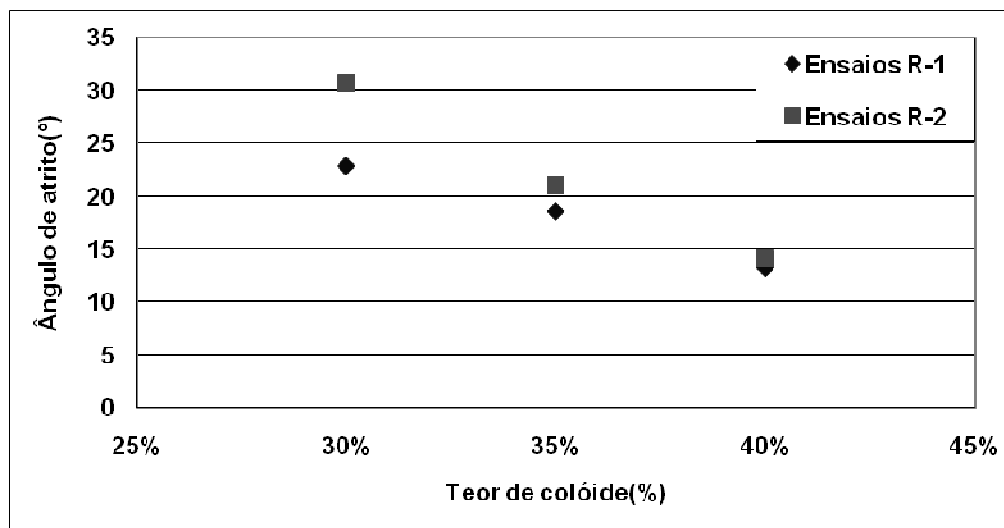


Figura 6.37. Ângulo de atrito variando com o teor de colóide.

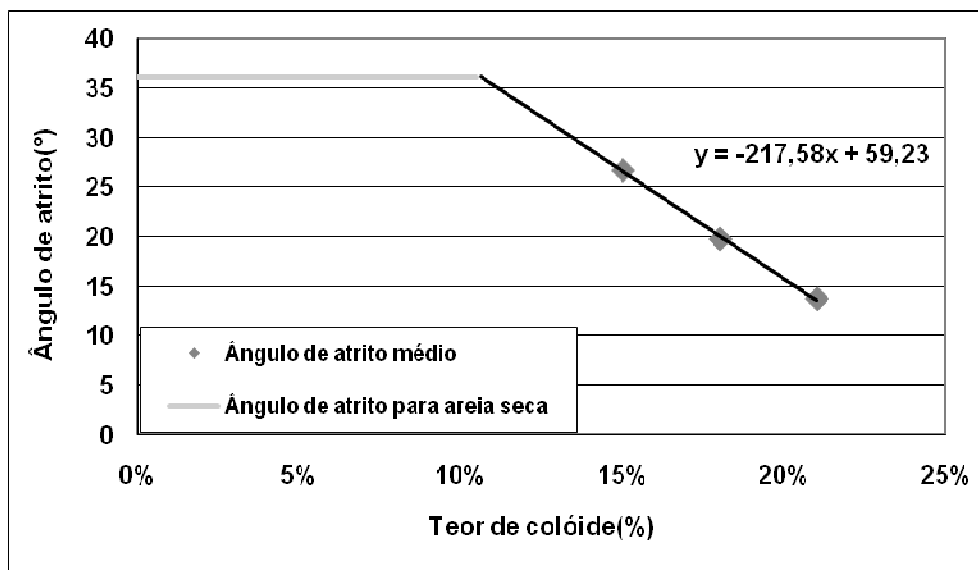


Figura 6.38. Tendência do ângulo de atrito médio em relação ao teor de colóide.

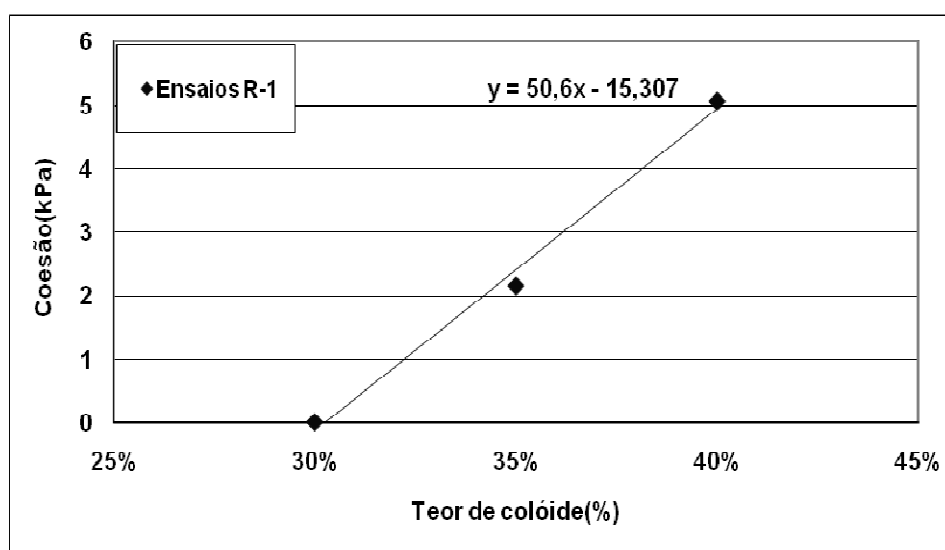


Figura 6.39. Tendência do fator de coesão em relação ao teor de colóide.

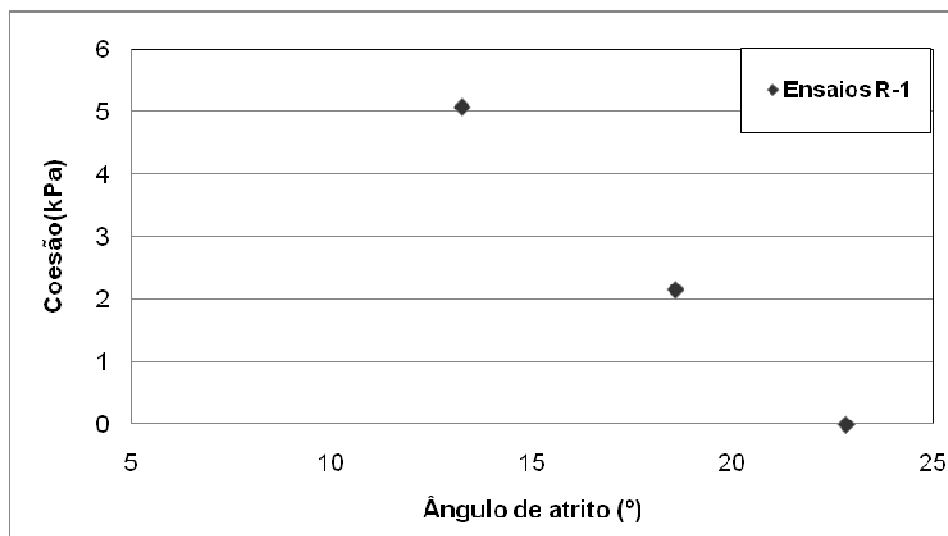


Figura 6.40. Coesão em relação ao ângulo de atrito.

A relação obtida entre a coesão e o ângulo de atrito apresenta tendência similar às tendências obtidas na literatura por Singh e Murphy (1990), ou seja, de crescimento da coesão com a diminuição do ângulo de atrito observado.

6.4. Ensaio de carregamento lento

Os ensaios ditos de carregamento lento, ou com taxas de carregamentos lentas, ocorrem com o aquecimento da água antecipadamente à sua colocação dentro da câmara, sendo que a temperatura d'água no momento do contato com o corpo de prova é de aproximadamente 40°C e diminui conforme a troca de calor com a amostra. Assim, o colóide torna-se líquido e mais suscetível à drenagem devido à perda de viscosidade.

Na Etapa 2 do procedimento de ensaio, onde se aplica a tensão de confinamento, verificou-se que no momento da aplicação o parâmetro B de Skempton obtido foi de 0,97, 0,94 e 0,92 para os casos com 40%, 35% e 30% de colóide. Ao contrário dos carregamentos rápidos, nesses casos houve o fluxo de colóide durante o confinamento, pois ocorreu o seu derretimento prévio e, com isso, a pressão neutra que no início estava próxima de σ_3 , se dissipou consideravelmente até valores de B em torno de 0,5.

6.4.1. Ensaio com 30, 35 e 40% de colóide, carregamento lento e 50 kPa de tensão efetiva inicial – 30L50 / 35L50 / 40L50

As tensões desviadoras máximas aplicadas foram escolhidas com base nos valores de ruptura obtidos pelos ensaios de carregamento rápido e considerando a limitação do equipamento de pressurização. Os valores de tensão máxima são dados na figura a seguir com as respectivas deformações axiais obtidas. Cada incremento de tensão desviadora permaneceu em média 4 horas aplicado, totalizando os tempos de ensaios indicados para cada teor de colóide.

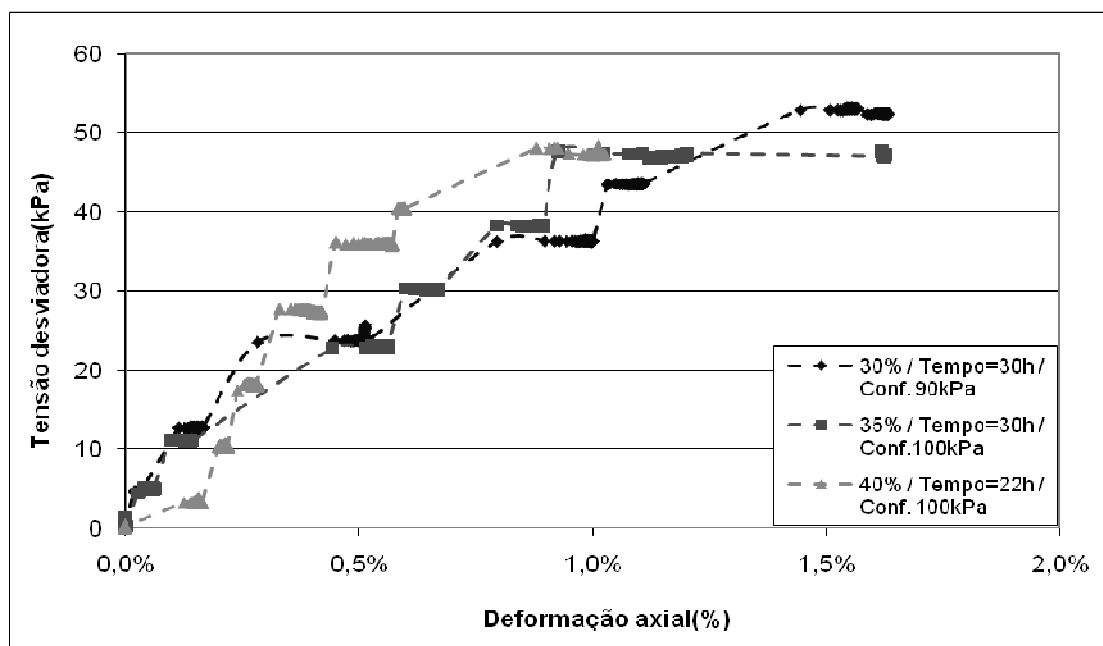


Figura 6.41. Tensão desviadora x Deformação axial (Ensaio 30L50, 35L50 e 40L50).

As deformações volumétricas verificadas apresentaram comportamento atípico para ensaios drenados, sendo que a partir de determinado valor de deformação ocorreu a inversão do fluxo de colóide para o interior do corpo de prova como é verificado na Figura 6.42.

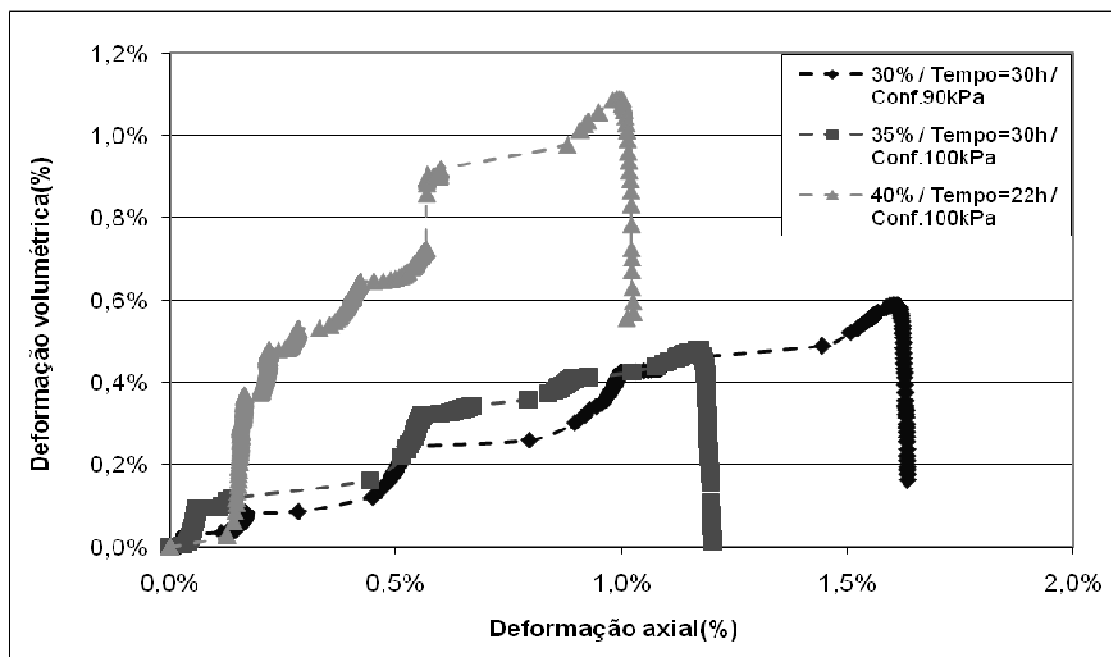


Figura 6.42. Deformação volumétrica x Deformação axial (Ensaio 30L50, 35L50 e 40L50).

Os excessos de poropressão também apresentaram comportamento diferente do usual. A partir do momento em que o carregamento se iniciou a poropressão teve um leve aumento e depois uma queda brusca, no caso de 30 e 35% de colóide. Já para 40% de colóide a poropressão praticamente iniciou reduzindo seu valor.

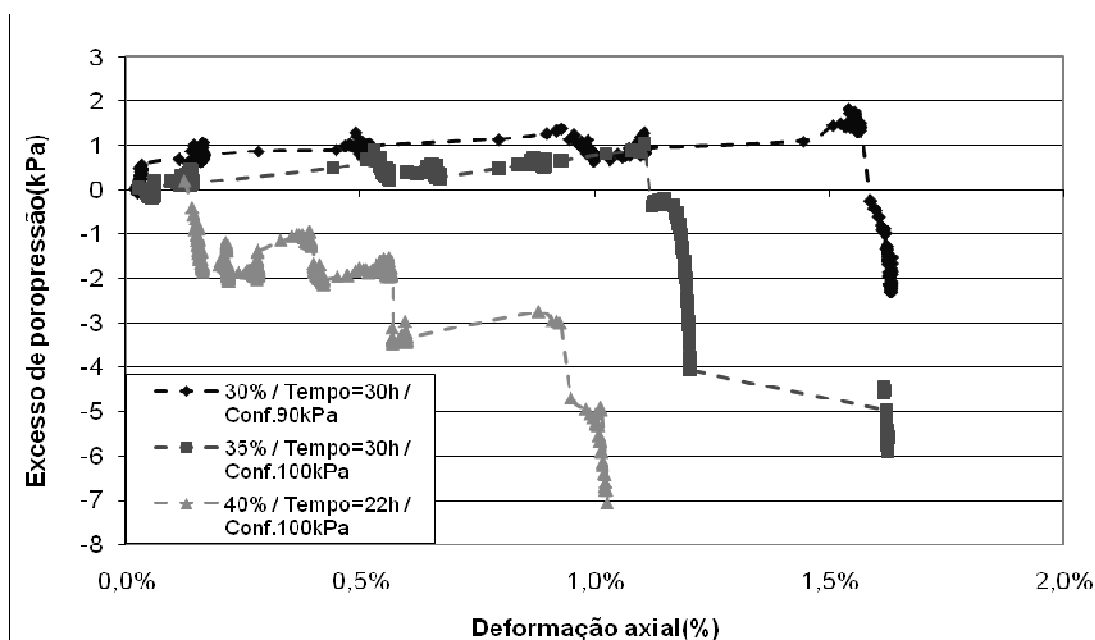


Figura 6.43. Excesso de poropressão x Deformação axial (Ensaio 30L50, 35L50 e 40L50).

6.4.2. Ensaio com 30, 35 e 40% de colóide, carregamento lento e 90 kPa de tensão efetiva inicial – 30L90 / 35L90 / 40L90

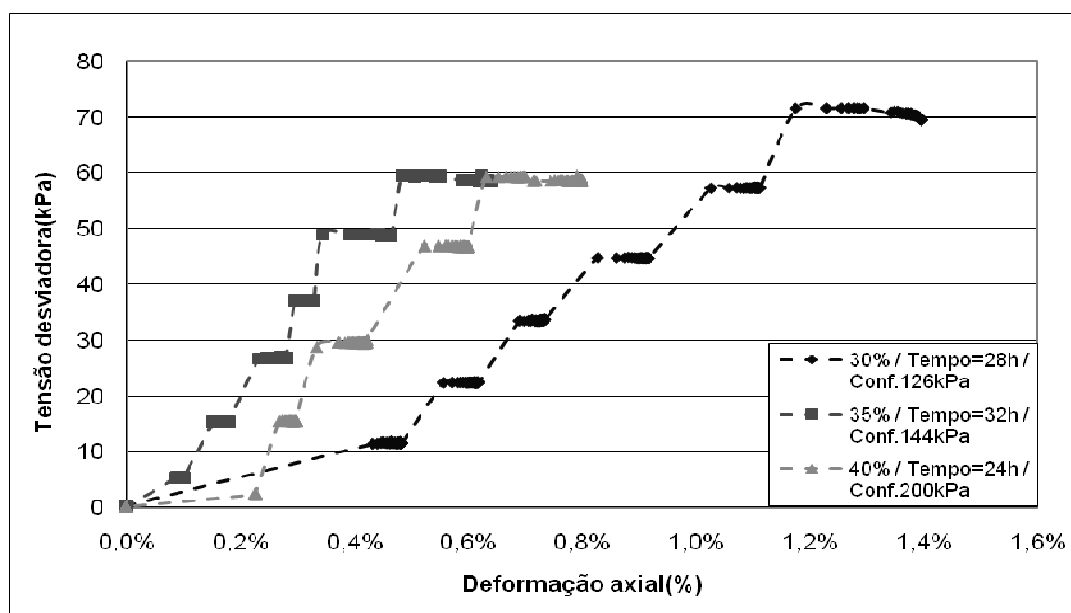


Figura 6.44. Tensão desviadora x Deformação axial (Ensaio 30L90, 35L90 e 40L90).

Observando a Figura 6.44 verifica-se que no último carregamento aplicado a tensão desviadora tende a uma leve queda. Isto pode ser devido ao comportamento de fluência do material a longo prazo o que poderá ser validado através de ensaios lentos de maiores durações.

Novamente as deformações volumétricas apresentaram queda depois de certa magnitude como se verifica pela Figura 6.45. O mesmo aconteceu com os excessos de poropressão (FIGURA 6.46).

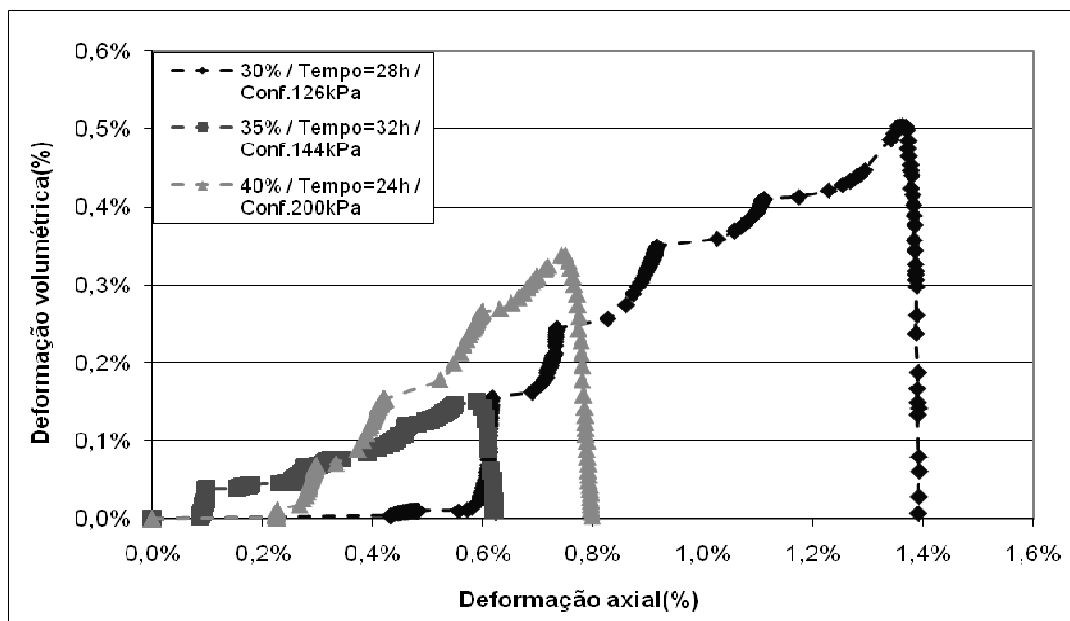


Figura 6.45. Deformação volumétrica x Deformação axial (Ensaio 30L90, 35L90 e 40L90).

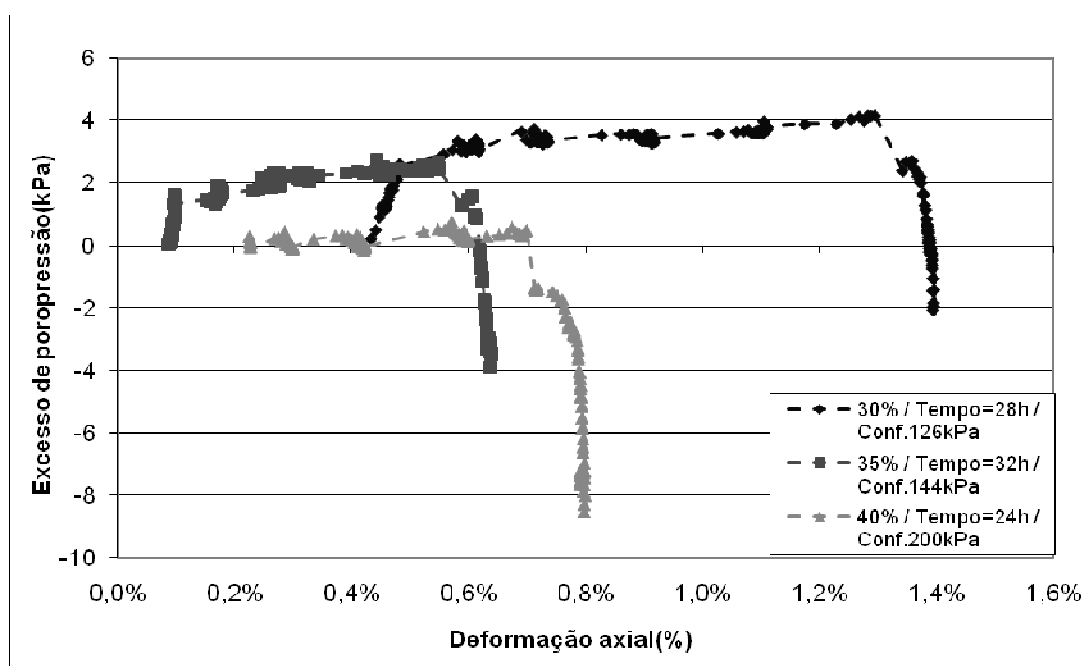


Figura 6.46. Excesso de poropressão x Deformação axial (Ensaio 30L90, 35L90 e 40L90).

Os excessos de poropressão verificados nas Figuras 6.46 e 6.45 ocasionam um aumento significativo da resistência do corpo de prova. Este é um dos motivos, pelo qual, mesmo que as tensões desviadoras aplicadas tenham sido até maiores do que as tensões de ruptura observadas nos ensaios de carregamento rápido, nos ensaios de carregamento lento não houve ruptura.

7. CALIBRAÇÃO DO MODELO HIPERBÓLICO PROPOSTO

Para realizar a calibração do modelo hiperbólico proposto no presente trabalho foram obtidos os parâmetros k e n em relação ao teor de colóide através dos seguintes passos:

1. Obtenção dos valores de Ei para os ensaios com solo-colóide realizados, a partir da relação entre Deformação axial(%) / Tensão desviadora(kPa) por Deformação axial(%), apresentada por Kondner (1963), obtida através do rearranjo da Equação 3.14, dada por:

$$\frac{\varepsilon}{\sigma} = a + b\varepsilon \quad (7.1)$$

Lembrando que $a = 1/Ei$, tem-se que os coeficientes lineares das retas apresentadas na Figura 7.1 são iguais ao inverso do módulo tangente inicial, Ei . A Equação 7.1 foi aplicada a todos os ensaios de carregamento rápido, encontrando-se valores de Ei para todos os casos dados na Tabela 6.1.

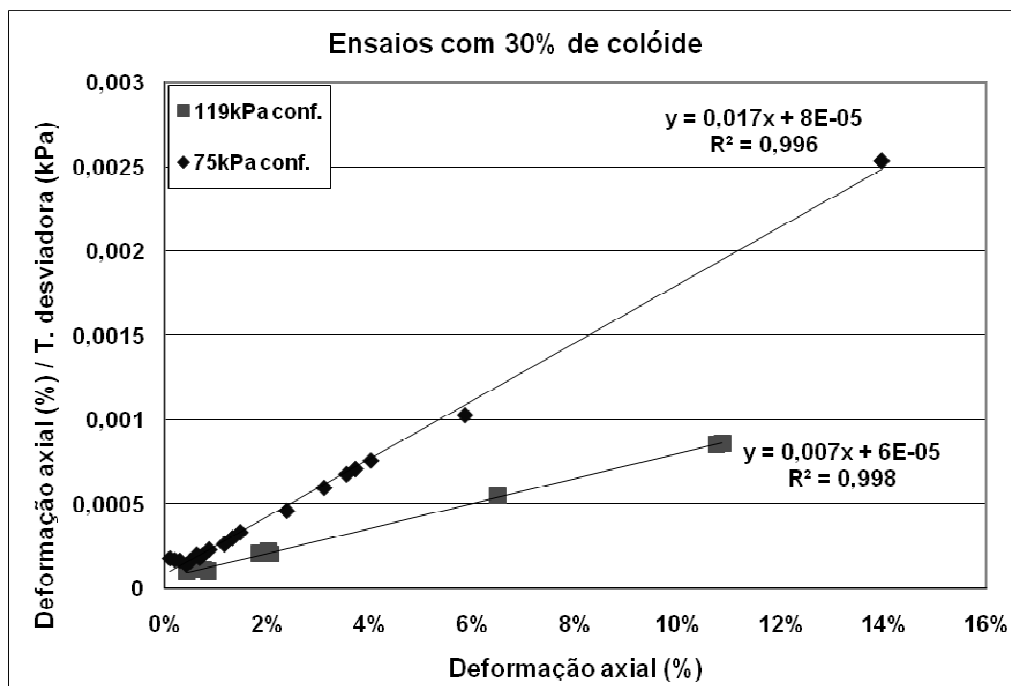


Figura 7.1. Obtenção do módulo tangente inicial Ei .

2. Conhecendo Ei , os parâmetros k e n podem ser obtidos através do logaritmo da equação de Janbu dada por (3.24). Esta relação foi obtida primeiramente por Kondner (1963).

$$\log Ei = \log k + (1 - n) \log P_0 + n \log \sigma_3 \quad (7.2a)$$

Considerando a pressão de referência (P_0), como a pressão atmosférica igual a 100 kPa, tem-se que $\log P_0 = 2$. Matematicamente, tem-se:

$$\log Ei = \underbrace{\log k + 2 - 2n}_{\text{Coef. linear}} + \underbrace{n}_{\text{Coef. ang.}} \log \sigma_3 \quad (7.2b)$$

Conforme a Equação 7.2b, o coeficiente angular é dado pelo parâmetro n . Já o coeficiente linear é dado por $(\log k + 2 - 2n)$. A obtenção dos parâmetros k e n é realizada através da Figura 7.2.

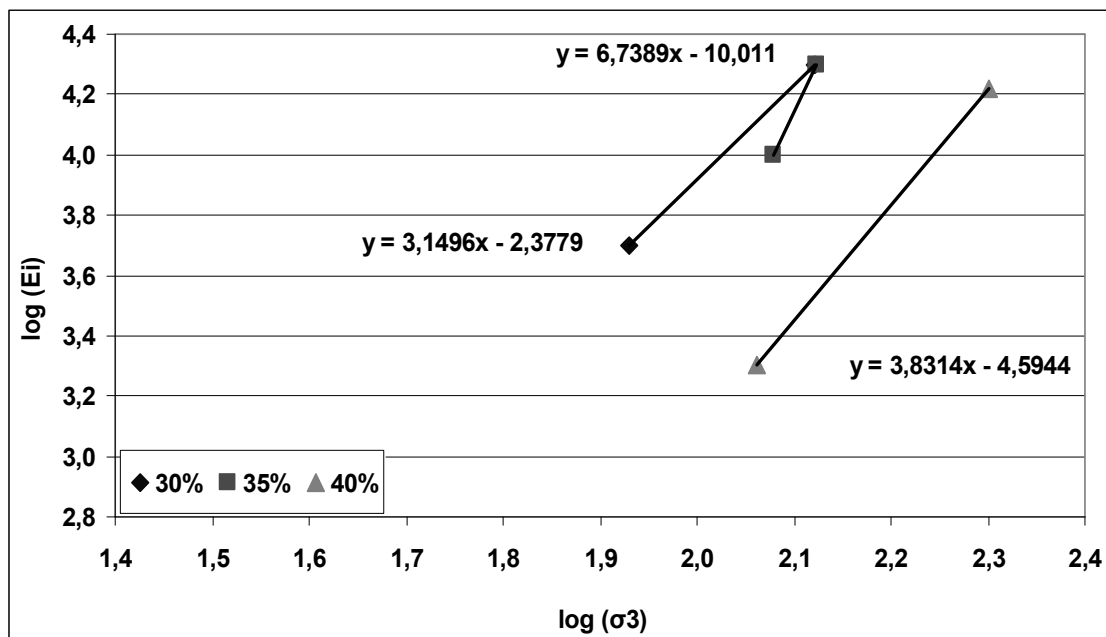


Figura 7.2. Obtenção dos parâmetros k e n .

As funções de c e ϕ , que no presente estudo também são relacionadas com o teor de colóide, são verificadas a partir das Figuras 6.38 e 6.39. O ângulo

de atrito utilizado na calibração foi o obtido através dos ensaios R-1, que apresentaram melhores envoltórias de rupturas nos gráficos $q \times p'$. A variação da matéria orgânica é considerada como a equação de decaimento da massa obtida por Pinto (2008), sendo que a massa inicial dependerá da porcentagem de colóide em questão.

Conhecendo-se os valores de k , n , c e φ , a equação do modelo hiperbólico co biodegradação acoplada (3.31) foi implementada em planilhas eletrônicas pelo método das diferenças finitas.

Primeiramente, houve a tentativa de calibração em relação ao ensaio 35R90-2 apresentado na Figura 6.16. O modelo proposto neste trabalho foi comparado com o modelo hiperbólico tradicional, ambos apresentados na Figura 7.3.

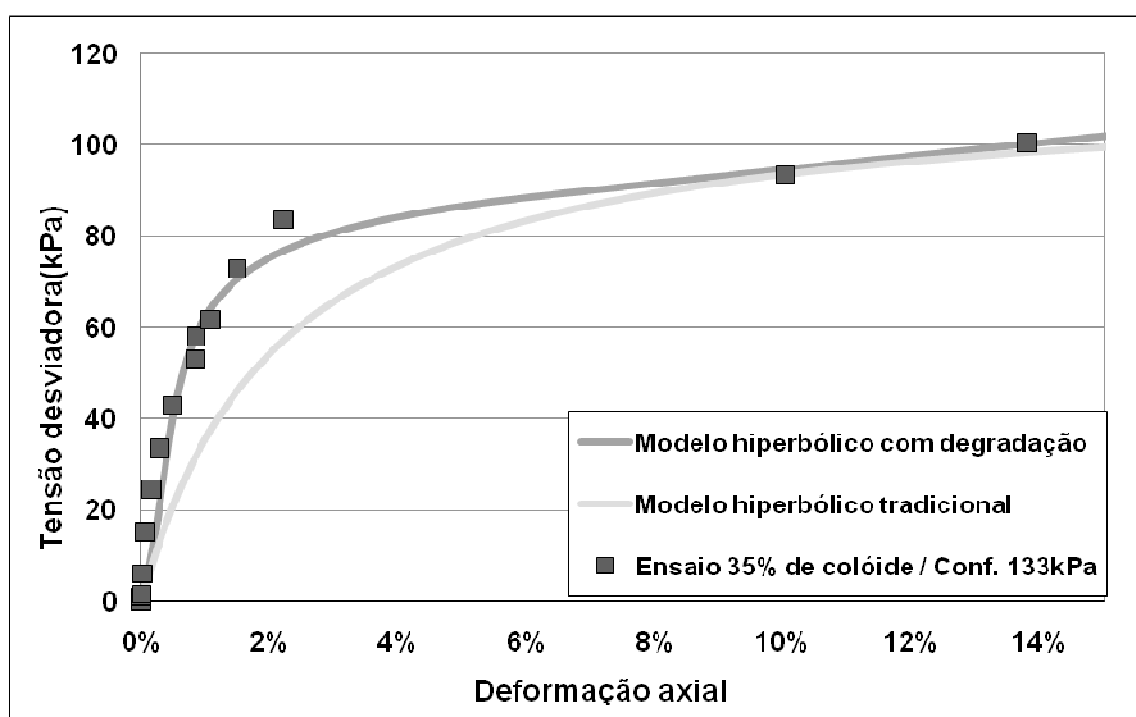


Figura 7.3. Comparação entre modelo hiperbólico proposto com o modelo hiperbólico tradicional.

Verifica-se que o modelo hiperbólico com degradação apresentou melhor calibração em relação aos dados experimentais com 35% em volume de colóide e 133 kPa de confinamento. Esta diferença se deve principalmente à região de

início da curva, entre 0 e 6% de deformação axial. A tensão desviadora final de ambos os modelos apresentaram resultado próximo ao obtido em laboratório.

A partir da calibração do modelo é possível verificar a influência de diversos fatores. O primeiro deles a ser estudado é a tensão de confinamento. A Figura 7.4 mostra uma mesma calibração, como a diferença apenas da tensão de confinamento.

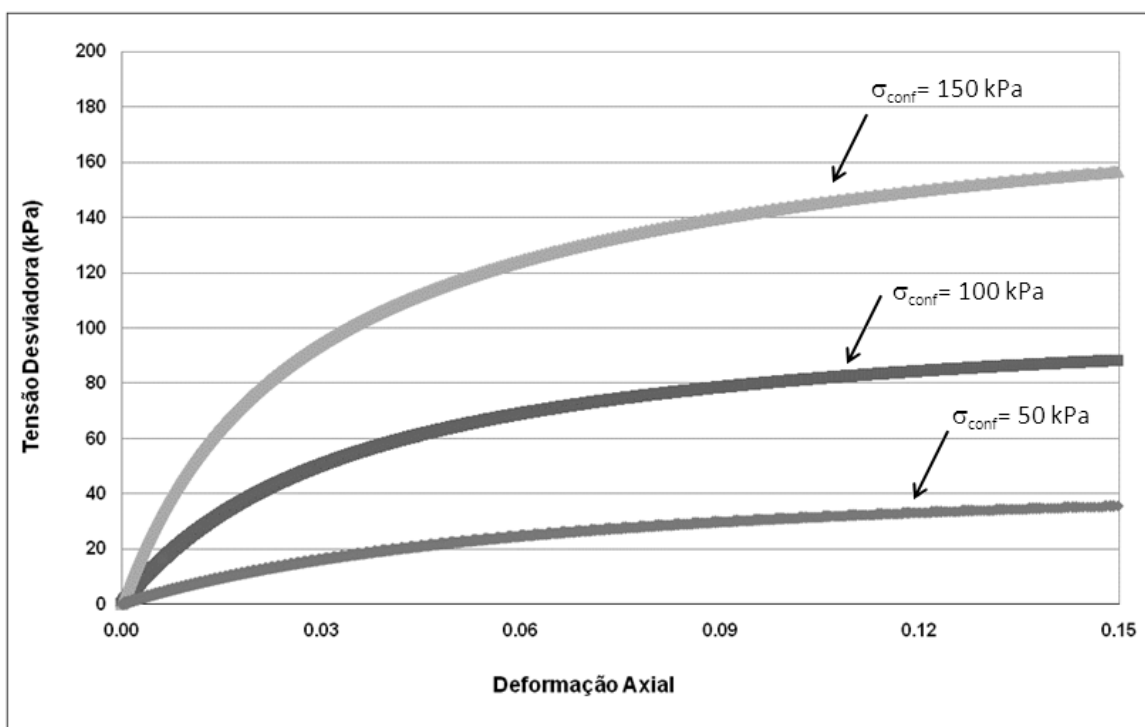


Figura 7.4. Efeito da tensão confinante no modelo hiperbólico com degradação.

Observa-se que com o aumento da tensão confinante a resistência do material também aumenta e, além disso, a resistência última tende ao infinito. Este comportamento é semelhante ao comportamento dos RSU. Analisando a Figura 3.1, verifica-se que a resistência de RSU novo para três confinamentos diferentes, apresenta exatamente o mesmo comportamento apresentado na Figura 7.4 pelo modelo hiperbólico com degradação acoplada.

A Figura 7.5 apresenta o efeito da variação da taxa de carregamento ao qual o material é submetido.

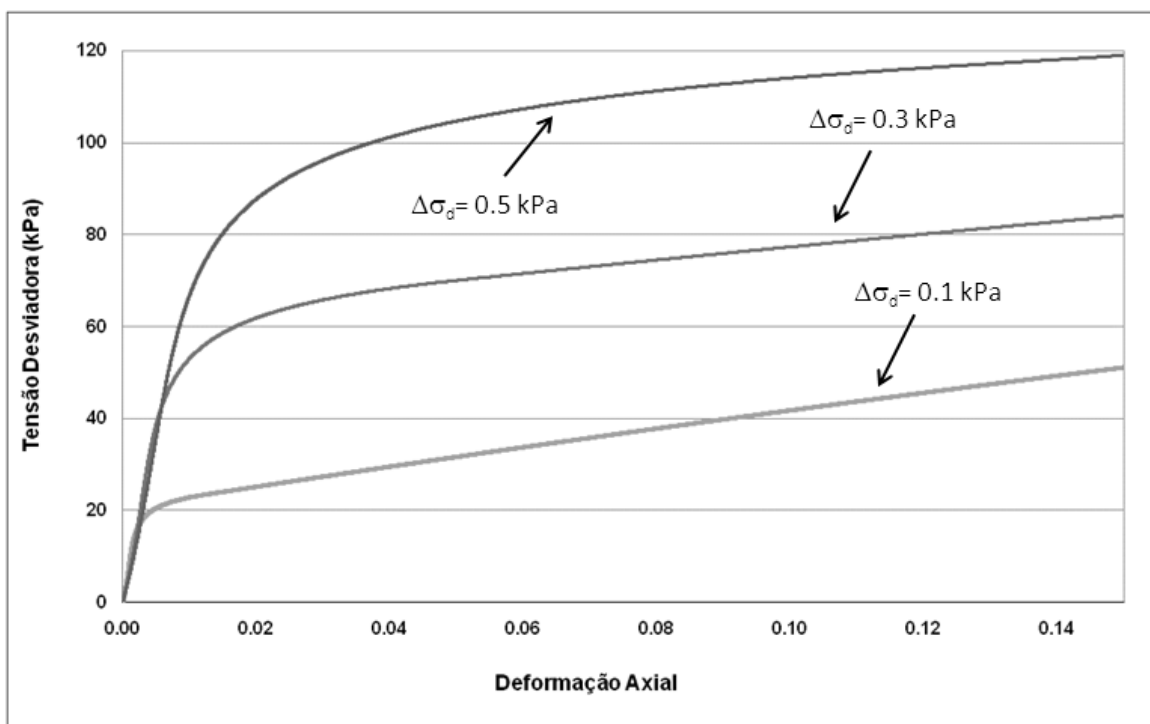


Figura 7.5. Efeito da taxa de carregamento em relação à taxa de degradação.

Como se vê pela Figura 7.5 quanto menor a taxa de carregamento, mais suscetível à deformação o material está e mais próxima de uma reta o final da curva se torna. Este último comportamento é característico de um material viscoso ou um colóide, o qual é carregado, mas dificilmente rompe. Isso é observado muitas vezes em ensaios tensão x deformação de RSU.

Assim, quanto menor a taxa de carregamento em relação à taxa de degradação, a matéria orgânica tem mais tempo para se biodegradar até que um mesmo nível de carregamento seja atingido. Com isso, a deformação devido à degradação tem maior influência no processo, tornando o material mais suscetível à deformação.

Por outro lado, quanto maior a taxa de carregamento em relação à taxa de degradação, menor o tempo que a matéria orgânica tem para se decompor até que se alcance um mesmo nível de carregamento. Consequentemente, o material é submetido a tensões maiores desde o início, apresentando também uma resistência ou reação maior, atingindo a ruptura antecipadamente.

Na Figura 7.6 apresenta-se a influência da taxa de degradação no resultado do ensaio.

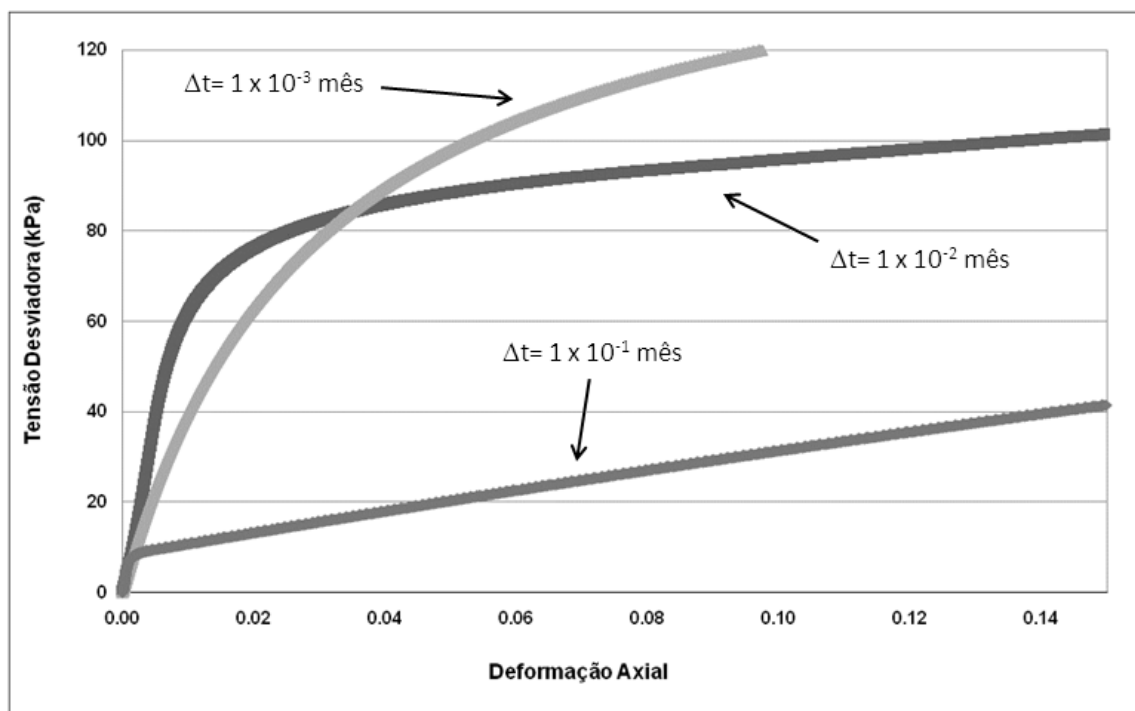


Figura 7.6. Efeito da taxa de degradação no resultado do ensaio.

Analisando o comportamento das curvas apresentadas na Figura 7.5 e as curvas da Figura 7.6, verifica-se que a influência da taxa de degradação é semelhante à influência da taxa de carregamento, justamente por ambas estarem relacionadas entre si.

Pela Figura 7.6 observa-se que a diminuição da taxa de degradação em relação à taxa de carregamento ocasiona um aumento da resistência apresentada no ensaio. O mesmo acontece na Figura 7.5, quando se aumenta a taxa de carregamento em relação à taxa de degradação. Entretanto, uma diferença no comportamento da curva é observada quando se trabalha com a taxa de degradação (FIGURA 7.6), acarretando em maiores variações do módulo tangente inicial e da tensão última de resistência.

Na Figura 7.7 é apresentado o resultado da influência da porcentagem de matéria orgânica presente na mistura.

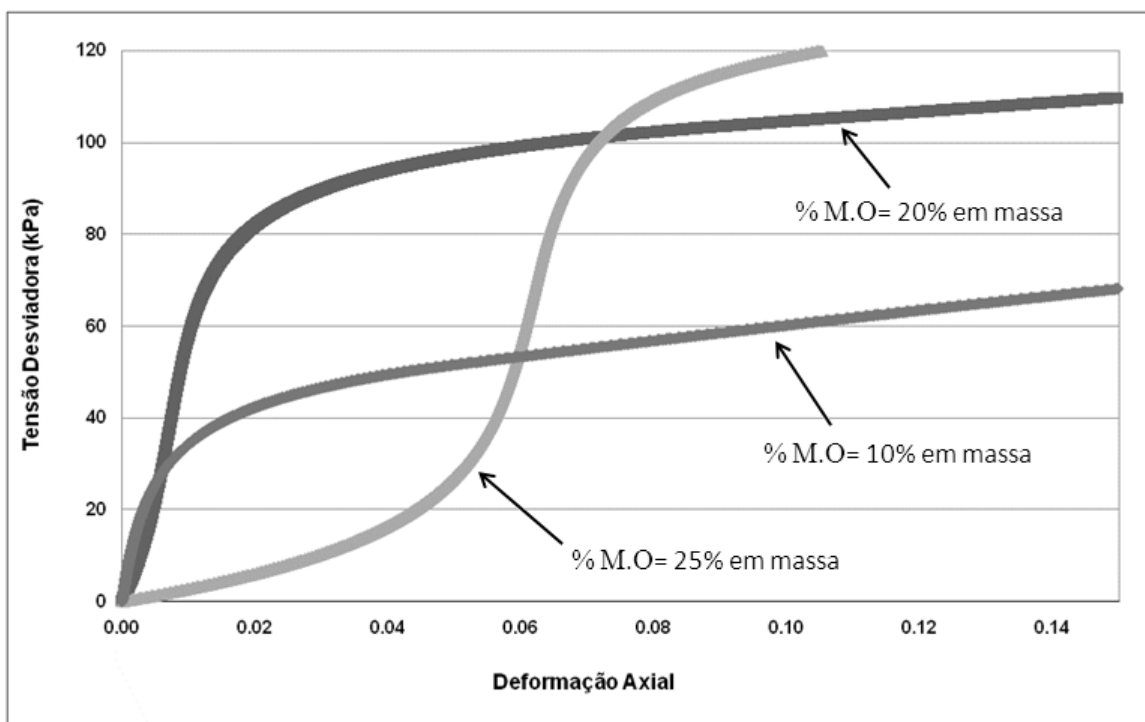


Figura 7.7. Efeito da porcentagem de colóide no resultado do ensaio.

Verifica-se que a variação na porcentagem de matéria orgânica pode causar efeitos significativos na curva tensão x deformação, conforme Figura 7.7. Para se atingir os mesmos níveis de deformação, são necessárias maiores tensões desviadoras, para maiores porcentagens de matéria orgânica na mistura. Isso mostra que além da matéria orgânica, o modelo pode representar a existência de outros materiais muito compressíveis que podem fazer o material se deformar a pequenas tensões, como é o caso da curva de 10% de colóide.

Outra explicação para isso, é que no início do ensaio, onde há tensões menores, a taxa de degradação tem maior efeito e, por isso, a curva de 25% de colóide apresenta maior deformação, pois possui maior quantidade de M.O. À medida que o carregamento atinge maiores níveis de tensões, a taxa de carregamento passa a ter mais influência no comportamento geral e, conseqüentemente, a resistência de misturas com maiores teores de colóide apresentam maiores resistências.

CONCLUSÕES

Foram realizados ensaios de misturas solo-colóide visando o entendimento do comportamento de sistemas não conservativos de massa. Os resultados indicam que os parâmetros de resistência sofrem influência substancial do teor de colóide presente na mistura. A magnitude do intercepto coesivo tende a ser diretamente proporcional ao teor de colóide enquanto que o ângulo de atrito do solo tende a decrescer com o teor de colóide. Este comportamento é similar ao observado por Nascimento et al. (2008). Os ensaios lentos indicam que a mistura tende a apresentar acréscimos de poropressão negativos durante a fase de cisalhamento, provavelmente devido a drenagem da fase líquida do interior da amostra. De maneira geral, pode-se concluir que a mistura solo-colóide pode ser usada como ferramenta complementar no entendimento da dinâmica de sistemas não conservativos de massa.

Verificou-se que na maior parte das situações de carregamento rápido foi possível obter uma calibração do modelo proposto. O mesmo não foi observado para os ensaios lentos. Além disso, as curvas tensão x deformação obtidas são condizentes a resultados obtidos na literatura para ensaios com RSU.

Os parâmetros k , n , c e ϕ , obtidos em relação ao teor de colóide, apresentaram comportamento satisfatório, visto que a partir deles foram obtidas as calibrações apresentadas. O mesmo pode-se dizer do decaimento ou consumo da massa, representado pelo modelo de variação da massa desenvolvido por Pinto (2008).

Os resultados obtidos pela implementação do modelo hiperbólico com degradação para diferentes tensões de confinamento são semelhantes aos obtidos por Nascimento et al. (2008) para resíduo novo. Já as influências das taxas de degradação e de carregamento e da porcentagem de matéria orgânica devem ser comparadas com resultados obtidos em literatura para ensaios com RSU ou dados de campo, para validação desses comportamentos.

TRABALHOS FUTUROS

Verificou-se a possibilidade de representação do modelo em relação aos dados de ensaios com solo-colóide, com isso novos ensaios poderão ser realizados para diferentes condições, para verificação da versatilidade do modelo e ainda para se definir uma maior amplitude de variação dos parâmetros k , n , c e φ em relação ao teor de colóide.

Os ensaios de carregamento lento realizados não foram suficientes para a calibração do modelo hiperbólico. Com isso, sugere-se que ensaios com temperatura da água controlada sejam realizados para uma maior confiabilidade no derretimento do colóide. Além disso, menores incrementos de tensão ou maiores tempos de duração dos ensaios deverão ser aplicados, visto que as curvas tensão x deformação não permitiram a calibração dos ensaios de carregamento lento através do modelo proposto.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Al-Yaqout A.F., Hamoda M.F., Zafar M. (2005). **Characteristics of wastes, leachate, and gas at landfills operated in arid climate**. Practice Periodical of Hazardous, Toxic, and Radioactive Waste Management, vol. 9, no. 2.
- Baetz B.W., Onysko K.A. (1993). **Storage volume sizing for landfill leachate-recirculation systems**. Journal of Environmental Engineering, vol. 119, no. 2.
- Benson C.H., Barlaz M.A., Lane D.T., Rawe J.M. (2007). **Practice review of five bioreactor/recirculation landfills**. Waste Management, vol. 27, pp. 13-29.
- Carvalho M.F. (1999). **Comportamento mecânico de resíduos sólidos urbanos**. Tese de doutorado da Escola de Engenharia de São Carlos da Universidade Federal de São Paulo.
- Chen Y.M., Zhan T.L.T., Wei H.Y., Ke H. (2009). **Aging and compressibility of municipal solid wastes**. Waste Management, vol. 29, pp. 86-95.
- Dixon N., Jones D.R.V. (2005). **Engineering properties of municipal solid waste**. Geotextiles and Geomembranes, vol. 23, pp. 205-233.
- Dominguez A., Vidales A.M., Meraz R.L. (2004). **A fractal-like kinetics equation to calculate landfill methane production**. Fuel, pp. 73-80.
- Duncan J.M., Chang C.Y. (1970). **Nonlinear analysis of stress and strain in soils**. Journal of Soil Mechanics and Foundations Division, ASCE, SM 5, pp. 1629-1653.
- Durmusoglu E., Corapcioglu M.Y., Tuncay K. (2005). **Landfill Settlement with Decomposition and Gas Generation**. Journal of Environmental Engineering, vol. 131, no. 9, pp. 1311-1321.

- El-Fadel M., Findikakis A.N., Leckie J.O. (1996). **Numerical modelling of generation and transport of gas and heat in landfills I: Model formulation.** Waste Management & Research, vol. 14, pp. 483-504.
- Fabbricino M. (2007). **Evaluating operational vacuum for landfill biogas extraction.** Waste Management, vol. 27, pp. 1393-1399.
- Gabr M.A., Hossain M.S., Barlaz M.A. (2007). **Shear Strength Parameters of Municipal Solid Waste with Leachate Recirculation.** Journal of Geotechnical and Geoenvironmental Engineering, vol. 133, no. 4, PP. 478-484.
- Garg A., Achari G., Joshi R.C. (2007). **Application of fuzzy logic to estimate flow of methane for energy generation at a sanitary landfill.** Journal of Energy Engineering, vol. 133, pp. 212-223.
- Grisolia M., Nopoleoni Q., Tancredi G. (1995). **Contribution to a technical classification of MSW.** V International Landfill Symposium, Itália. Pp. 705-710.
- Haarstrick A., Hempel D.C., Ostermann L., Ahrens H., Dinkler D. (2001). **Modelling of the biodegradation of organic matter in municipal landfills.** Waste Management & Research, vol. 19, pp. 320-331.
- Habitzreuter M. T. (2005). **Desenvolvimento de modelo para estimativa da geração de gás em aterros sanitários.** Trabalho Final de Curso, Engenharia Ambiental, Universidade Federal do Paraná.
- Hansen D.L. (2005). **Access terminal design for horizontal landfill conduits.** Waste Containment and Remediation, GSP 142.
- Hettiarachchi C.H., Meegoda J.N., Tavantzis J., Hettiaratchi P. (2007). **Numerical model to predict settlements coupled with landfill gas pressure in bioreactor landfills.** Journal of Hazardous Materials, B139, pp. 514–522.
- Hettiarachchi C.H., Meegoda J.N., Hettiaratchi P. (2009). **Effects of gas and moisture on modeling of bioreactor landfill settlement.** Waste Management, vol. 29, pp. 1018–1025.

- IBGE – Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. (2000). **Pesquisa nacional de saneamento básico.**
- Jianguo J., Guodong Y., Zhou D., Yunfeng H., Zhonglin H., Xiangming F., Shengyong Z., Chaoping Z. (2007). **Pilot-scale experiment on anaerobic bioreactor landfills in china.** Waste Management, vol. 27, pp. 893-901.
- Koerner G.R., Koerner R.M., Martin J.P. (1994). **Design of landfill leachate-collection filters.** Journal of Geotechnical Engineering, vol. 120, no. 10.
- Kondner R.L. (1963). **Hyperbolic stress-strain response: Cohesive soils.** Journal of Soil Mechanics and Foundations Division, ASCE, SM 1, pp. 115-143.
- Lay J.J., Li Y.Y., Noike T. (1998). **Development of bacterial population and methanogenic activity in a laboratory-scale landfill bioreactor.** Water Resources, vol. 32, no. 12, pp. 3673-3679.
- Machado S.L., Carvalho M.F., Vilar O.M. (2002). **Constitutive Model for Municipal Solid Waste.** Journal of Geotechnical and Geoenvironmental Engineering, vol. 128, no. 11, pp. 940–951.
- Machado S.L., Vilar O.M., Carvalho M.F. (2008). **Constitutive Model for long term municipal solid waste mechanical behavior.** Computers and Geotechnics, vol. 35, pp. 775–790.
- Marques A.C.M., Filz G.M., Vilar O.M. (2003). **Composite Compressibility Model for Municipal Solid Waste.** Journal of Geotechnical and Geoenvironmental Engineering, vol. 129, no. 4, pp. 372-378.
- Massanero M., Van Impe W.F., Bouazza A. (1996). **Waste Disposal and Containment.** Second International Congress on Environmental Geotechnics, Osaka, Japan, vol. 3, pp. 1425-1474.
- Mclsaac R., Rowe R.K. (2007). **Clogging of gravel drainage layers permeated with landfill leachate.** Journal of Geotechnical and Geoenvironmental Engineering, vol. 133, no. 8.

- MCT – Ministério da Ciência e Tecnologia. (2009). **MDL Ilustrado**. Ver. 8.0. Disponível em: http://www.mct.gov.br/upd_blob/0204/204967.pdf
- Mehta R., Barlaz M.A., Yazdani R., Augenstein D., Bryars M., Sinderson L. (2002). **Refuse decomposition in the presence and absence of leachate recirculation**. Journal of Environmental Engineering, vol. 128, no. 3, pp. 228-236.
- Meima J.A., Naranjo N.M., Haarstrick A. (2008). **Sensitivity analysis and literature review of parameters controlling local biodegradation processes in municipal solid waste landfills**. Waste Management, vol. 28, pp. 904-918.
- Morris J.W.F., Vasuki N.C., Baker J.A., Pendleton C.H. (2003). **Findings from long-term monitoring studies at MSW landfill facilities with leachate recirculation**. Waste Management, vol. 23, pp. 653-666.
- Nascimento J.C.F. (2007). **Comportamento mecânico dos resíduos sólidos urbanos**. Dissertação de Mestrado da Escola de Engenharia de São Carlos da Universidade Federal de São Paulo.
- Nascimento J.C.F., Vilar O.M., Machado S.L., Carvalho M.F. (2008). **Resistência não-drenada de resíduos sólidos urbanos do aterro metropolitano centro de Salvador – BA**. Congresso Brasileiro de Mecânica dos Solos e Engenharia Geotécnica, Búzios/RJ.
- Neto A.L. (2004). **Resistência ao cisalhamento de resíduos sólidos urbanos e de materiais granulares com fibras**. Tese de Doutorado do Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil da Universidade Federal do Rio de Janeiro.
- Olivier F., Gourc J.P. (2007). **Hydro-mechanical behavior of Municipal Solid Waste subject to leachate recirculation in a large-scale compression reactor cell**. Waste Management, vol. 27, pp. 44-58.
- Otsuka B.T., Dell’Avanzi E. (2008). **Estudo do padrão de geração de biogás em aterros sanitários**. Congresso Brasileiro de Mecânica dos Solos e Engenharia Geotécnica, Búzios/RJ.

- Otsuka B.T., Dell'Avanzi E. (2009). **Geração de gás em aterros sanitários: comparação entre dois modelos preditivos.** III Conferência Sulamericana de Jovens Engenheiros Geotécnicos, pp. 273-276. Córdoba/AR.
- Pavan M.C.O., Parente V. (2006). **Projetos de MDL em aterros sanitários do Brasil: análise política, socioeconômica e ambiental.** Asociación Interamericana de Ingeniería Sanitaria y Ciencias del Ambiente.
- Pecora V., Figueiredo N.J.V., Coelho S.T., Velázquez S.M.S.G. (2008). **Potencial de geração de energia elétrica e iluminação a gás por meio do aproveitamento de biogás proveniente de aterro sanitário.** Centro Nacional de Referência em Biomassa. Disponível em: <http://cenbio.iee.usp.br/publicacoes.htm>. Acesso em: 06/2009.
- Pinto C.S. (2000). **Curso Básico de Mecânica dos Solos.** Oficina de textos, São Paulo.
- Pinto I.C.P. (2008). **Estimativa da geração de biogás e de líquidos em aterros sanitários devidos exclusivamente ao processo de biodegradação.** Trabalho Final de Curso, Engenharia Ambiental, Universidade Federal do Paraná.
- Popov V. (2005). **A new landfill system for cheaper landfill gas purification.** Renewable Energy, vol. 30, pp. 1021-1029.
- Qian X., Koerner R.M., Gray D.H. (2002). **Geotechnical aspects of landfill design and construction.** Prentice Hall.
- Reddy K.R., Hettiarachchi H., Parakalla N.S., Gangathulasi J., Bogner J.E. (2009). **Geotechnical properties of fresh municipal solid waste at Orchard Hills Landfill, USA.** Waste Management, vol. 29, pp. 952-959.
- Shelton D.R., Tiedje J.M. (1984). **General method for determining anaerobic biodegradation potential.** Applied and Environmental Microbiology, vol. 47, no. 4, pp. 850-857.
- Simões G.F., Campos T.M.P. (1998). **Modelos de previsão de recalques em aterros sanitários.** XI Cobramseg, Brasília.

- Simões G.F. (2000). **Modelo para avaliação de recalques em aterros de disposição de resíduos sólidos urbanos**. Tese de Doutorado do Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil da Pontifícia Universidade Católica do Rio de Janeiro.
- Singh S., Murphy B.J. (1990). **Evaluation of the Stability of Sanitary Landfills**. Geotechnics of Waste Fills – Theory and Practice, ASTM STP 1070, Arvida Landva e G. David Knowles, American Society for Testing and Materials, Philadelphia.
- Tchobanoglous G., Theisen H., Vigil S. (1993). **Integrated Solid Waste Management Engineering Principles and Management Issues**. McGraw Hill.
- Terzaghi K., Peck R.B. (1948). **Soil mechanics in engineering practice**. John Wiley & Sons, New York.
- Themelis N.J., Ulloa P.A. (2007). **Methane generation in landfills**. Renewable Energy, vol. 32, pp. 1243-1257.
- USEPA – United States Environmental Protection Agency. (1997). **“Code of federal regulations, 40 CFR Part 60”**, Revised as of July, 1997, U.S. Environmental Agency, Washington, DC.
- USEPA – United States Environmental Protection Agency (2008). **Inventory of U.S. greenhouse gas emissions and sinks: 1990-2006**. EPA 430-R-08-005.
- VanGulck J.F., Rowe R.K. (2004). **Influence of landfill leachate suspended solids on clog (biorock) formation**. Waste Management, vol. 24, pp. 723-738.